



Impacts de 25 ans d'aménagement forestier intensif sur l'habitat du caribou de la Gaspésie et de ses prédateurs

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en Gestion de la faune et de ses habitats

en vue de l'obtention du grade de Maître ès sciences

PAR

Mathieu Boudreau

10 Mai 2017

Composition du jury :

Dominique Arseneault, président du jury, Université du Québec à Rimouski

Martin-Hugues St-Laurent, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Luc Sirois, codirecteur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Antoine St-Louis, examinateur externe, Ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs

Dépôt initial le 22 décembre 2016

Dépôt final le 2 mai 2017

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, j'aimerais remercier mon directeur, Martin-Hugues St-Laurent, pour son dynamisme, son encadrement et sa rigueur scientifique qu'il transmet à tous ses étudiants gradués, ainsi que mon codirecteur, Luc Sirois, pour son écoute et sa générosité. Votre soutien continu et vos nombreux conseils m'ont permis de mener à terme un parcours, certes parsemé de détours, mais qui a finalement porté ses fruits. Merci encore une fois de m'avoir confié cette tâche et d'avoir su détendre l'atmosphère lors des périodes plus difficiles, soit en débattant des performances du Canadien de Montréal ou en philosophant sur la vie autour d'une bière au Baromètre. Je me dois également de remercier Alain Caron et Nicolas Casajus pour leur disponibilité et leur capacité à solutionner tous mes questionnements en analyses spatiales et statistiques.

Ensuite, j'aimerais remercier Julien Mainguy, un des membres présents sur mon comité d'évaluation de devis de recherche, ainsi que Dominique Arseneault et Antoine St-Louis, deux membres du comité évaluateur de ce mémoire. Merci à vous trois pour votre temps et vos expertises respectives qui ont contribué à la réalisation et au succès de ce projet.

Merci à mes collègues du labo, gradués ou en devenir, que j'ai fréquenté au cours des 3 dernières années: Marie-Audrey, Jonathan, Pascal, Christine, Alexandra, Frédéric, Rémi, Mathieu, Alexandre, Virginie, Esmarella, Jérôme, Kimberly et Sylvain. On ne s'ennuyait jamais avec vous, lors des réunions de laboratoire, des soirées *potluck*, des séances de pêches sur la glace et des parties de hockey à l'intérieur et ou à -20°C sur la patinoire extérieure. Je vous remercie pour ces beaux moments, en espérant qu'on se perde pas trop de vue!

Sur une note plus personnelle, je voudrais remercier mes coéquipiers de hockey sur glace des Mariniers de Rimouski pour m'avoir permis de jouer dans une ligue organisée au

Bas-St-Laurent. J'ai pu continuer à pratiquer mon sport préféré et en plus de décompresser avec une belle gang à chaque dimanche !

J'aimerais surtout remercier les membres de ma famille, mon père Marcel, pour ses judicieux conseils sur la gestion du temps, ma mère Pierrette, pour sa sagesse dans les moments de panique et mon petit frère, Nicolas, qui reste toujours informé de l'avancement de mon projet et qui s'assure que je garde la forme. Évidemment, je voudrais remercier ma compagne de vie Roxanne qui a supporté tous mes écarts d'humeur et me permettait de vraiment décrocher quand c'était nécessaire. Je suis également très reconnaissant pour tous les soupers préparés d'avance qui m'ont permis d'optimiser ma rédaction !

Finalement, je voudrais remercier les partenaires financiers, indispensables à la réalisation de ce projet : les Fonds de Recherche du Québec – Nature et Technologies, la Fondation Canadienne pour l'Innovation, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Environnement Canada, la Société des Établissements de Plein Air du Québec, le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG), le Centre d'Études Nordiques, l'Université du Québec à Rimouski (UQAR), la Fondation de l'UQAR, la Fondation de la Faune du Québec et le Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles.

RÉSUMÉ

La dégradation de l'habitat du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) par l'aménagement forestier intensif a contribué au déclin cette population menacée. Le rajeunissement des forêts résineuses matures, leur conversion en parterres mixtes et feuillus ainsi que l'expansion du réseau de chemins forestiers semblent favoriser l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*), deux prédateurs qui nuisent au rétablissement du caribou. Les moyens de conservation actuels semblent avoir des effets limités sur le maintien de la population à long terme. Les changements dans la quantité et l'organisation spatiale des habitats favorables aux espèces complémenteraient l'aménagement forestier en périphérie de l'aire protégée du parc national de la Gaspésie, par exemple en ciblant les attributs du paysage forestier à conserver pour le caribou. Notre étude visait 1) à caractériser les changements de composition et structure du paysage forestier gaspésien entre 1989 et 2014 et 2) à estimer les impacts de l'aménagement forestier sur la qualité d'habitat du caribou de la Gaspésie et de ses principaux prédateurs. Différentes métriques de paysage ont été utilisées pour caractériser l'évolution de la forêt gaspésienne. La superficie couverte par les habitats de bonne qualité a été calculée pour les trois espèces afin d'estimer des pertes ou des gains entre 1989 et 2014 pour différentes périodes du cycle de vie annuel des espèces. Nos résultats démontrent que l'aménagement intensif de la forêt a fragmenté les grands massifs de résineux matures, une composante du paysage bénéfique au caribou, par l'entremêlement de plusieurs peuplements issus des coupes intensives, générant une structure forestière favorable au coyote et à l'ours noir. Les pertes d'habitats de bonne qualité pour le caribou variaient de -30 à -55 % alors que les gains pour les prédateurs variaient de +3 à +66 % dans la zone où l'exploitation forestière est intensive. Par conséquent, le gradient décroissant de qualité d'habitat ainsi créé entre le parc national de la Gaspésie et les territoires en périphérie contribuait à augmenter le risque de prédation pour le caribou. Nos résultats soulignent l'importance de protéger les vieux peuplements de résineux dans la forêt gaspésienne en-dehors du parc et de réduire l'important contraste d'habitat entre le parc et sa périphérie afin de limiter les interactions entre le caribou et ses prédateurs. Ces informations bonifieront les stratégies d'aménagement forestier qui visent la restauration de la qualité d'habitat pour le caribou de la Gaspésie.

Mots-clés: Écologie du paysage, perte et fragmentation, qualité d'habitat, interactions prédateurs-proies, caribou de la Gaspésie-Atlantique, coyote, ours noir

ABSTRACT

The alteration of the Atlantic-Gaspésie caribou (*Rangifer tarandus caribou*) habitat induced by intensive forest management has contributed to the recent decline of this endangered population. The conversion of mature coniferous stand into younger mixed and deciduous regenerating stands, combined with the expansion of road network associated with forest harvesting, seem to have benefited to coyotes (*Canis latrans*) and black bears (*Ursus americanus*), two predators that jeopardize caribou population recovery. Current conservation strategies appear to have limited impact on long-term herd persistence. Changes in the amount and configuration of suitable habitats for each species could complement forest management in the surrounding of the Gaspésie National Park, e.g. focusing on suitable forest attributes to maintain for caribou. Our study aimed 1) at characterizing the changes in the composition and structure of forests in the Gaspésie Peninsula between 1989 and 2014 and 2) at assessing the impacts of forest management on habitat quality for the Atlantic-Gaspésie caribou and its main predators. Different landscape metrics were used to characterize the evolution of the Gaspesian forests while the area covered by habitats of high quality for the three species was calculated to estimate the losses and the gains between 1989 and 2014 for different periods of the year. Our results demonstrate that intensive forest management have fragmented the large coniferous stands, a landscape feature that benefits to caribou, with the interspersions of smaller regenerating stands induced by intensive harvesting, resulting in a landscape structure more suitable to coyotes and black bears. Over the 25 years studied, the area covered by high quality habitats for caribou decreased by -30 to -55 %, while the gains in high quality habitats for predators ranged from +3 to +66 % in the periphery of the park where forest management was more intense. Consequently, the decreasing habitat quality gradient created between the Gaspésie National Park and its surroundings contributes to increase predation risk for caribou. Our results support the necessity of reducing that gradient by maintaining mature coniferous forest stands in the Gaspesian landscape out of the park boundaries in order to limit the detrimental interactions between caribou and its predators. These findings will contribute to improve forest management strategies that aim at restoring habitat for the Atlantic-Gaspésie caribou.

Keywords: Landscape ecology, habitat loss and fragmentation, habitat quality, predator-prey interactions, Atlantic-Gaspésie caribou, coyote, black bear

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	vii
RÉSUMÉ	x
ABSTRACT.....	xii
TABLE DES MATIÈRES	xiv
LISTE DES TABLEAUX	xvii
LISTE DES FIGURES	xviii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	xviii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE 1 : UN FRAGILE ÉQUILIBRE PERTURBÉ : 25 ANS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER INTENSIF AU DÉTRIMENT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE	14
RÉSUMÉ.....	14
1. INTRODUCTION	16
2. MÉTHODES	19
3. RÉSULTATS.....	25
4. DISCUSSION.....	27
5. IMPLICATIONS POUR LA CONSERVATION.....	32
6. REMERCIEMENTS.....	33
7. RÉFÉRENCES	34
8. ANNEXE A	55
9. ANNEXE B	56
10. ANNEXE C	58
11. ANNEXE D	61
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	65
ANNEXE E.....	74

ANNEXE F	79
ANNEXE G	84
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	87

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Catégories d’habitat forestier et de structures linéaires utilisées pour évaluer l’utilisation de l’habitat pour le caribou avec des modèles de fonction de sélection des ressources. Les polygones des cartes écoforestières et les structures linéaires sont catégorisés selon la description présentées et permettent d’estimer des valeurs relatives de qualité d’habitat pour différentes périodes.....	47
Tableau 2. Catégories d’habitat forestier et de structures linéaires utilisées pour estimer la qualité de l’habitat pour le coyote et l’ours noir avec les résultats des modèles de fonction de sélection des ressources réalisés par Gaudry (2013). Les polygones des cartes écoforestières et les structures linéaires sont catégorisés selon la description présentées et permettent d’estimer des valeurs relatives de qualité d’habitat pour différentes périodes.....	48
Tableau 3. Description des métriques de paysage identifiées pour décrire les changements de composition et de structure du paysage forestier au Bas-St-Laurent et de la Gaspésie (Québec, Canada) entre 1989 et 2014. (S_P : Superficie couverte par une catégorie de peuplements forestiers dans la zone étudiée; S_T : Superficie totale du paysage forestier dans la zone étudiée; N_P : Nombre de peuplements d’une catégorie de peuplement forestier dans la zone étudiée; P_T : Périmètre de chaque peuplement forestier dans la zone étudiée).....	49

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation de l'aire d'étude dans l'est du Québec (encadré de gauche), qui chevauche les régions du Bas-St-Laurent et de la Gaspésie, au sud-est du fleuve St-Laurent. La carte montre les limites du parc national de la Gaspésie, les réserves fauniques adjacentes et la délimitation des trois zones qui sont étudiées : 1) l'habitat légal du caribou (ci-après HL; 1025 km²); 2) une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal (ci-après HL10; 2164 km²); cette zone correspond à l'aire d'application du nouveau plan d'aménagement forestier spécialement conçu pour l'aire de fréquentation du caribou ; 3) une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10 (ci-après HL30; 4548 km²); cette zone a été définie arbitrairement selon les limitations du fleuve Saint-Laurent au nord et des observations de caribou à l'extérieur des deux zones décrites précédemment.....50

Figure 2. Évolution de (a) la représentation des résineux matures (%), (b) la représentation des coupes < 20 ans (%), (c) l'importance relative du plus grand peuplement de résineux matures (%), (d) la représentation de la forêt d'intérieur de résineux matures (%), (e) la distance minimale moyenne à une coupe < 20 ans (m) (les lettres indiquent les résultats de l'analyse de comparaisons multiples de Tukey), (f) la densité de bordure (m/ha) entre 1989 et 2014 dans les différentes zones étudiées (HL : Habitat légal, HL10 : zone comprise entre les limites de l'habitat légal et d'une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal, HL30: une zone comprise entre les limites d'une zone tampon de 10 km et une de 30 km en périphérie de l'habitat légal).51

Figure 3. Évolution du pourcentage d'habitat de bonne qualité (>75^e percentile) dans les différentes zones pour le caribou (a), le coyote (b) et l'ours noir (c) entre 1989 et 2014 dans les différentes zones étudiées (HL : Habitat légal, HL10 : zone comprise entre les limites de l'habitat légal et d'une zone tampon de 10 km en périphérie, HL30: une zone comprise entre les limites d'une zone tampon de 10 km et une de 30 km en périphérie de l'habitat légal).53

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

HL	Habitat légal du caribou de la Gaspésie
HL10	Zone tampon de 10 km en périphérie de l’habitat légal
HL30	Zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'intensification d'activités humaines comme la foresterie, l'agriculture et l'industrie minière (Lindenmayer 2009; Lambin et Meyfroidt 2011) a causé une diminution de la superficie couverte par les forêts naturelles mondiales d'au moins 7 millions de km² au cours des derniers siècles (FAO 2004). En 2010, les forêts naturelles composées d'espèces végétales indigènes occupaient 36% de la superficie forestière mondiale, alors que les forêts en régénération naturelle représentaient 56% (FAO 2010). Cette réduction de la surface occupée par les forêts vierges a grandement contribué au déclin des populations et à l'extinction de plusieurs espèces fauniques à l'échelle mondiale (Fahrig 2003; Foley et al. 2005). À titre d'exemple, dans les forêts tropicales humides de l'Asie, de l'Amérique du Sud et de l'Australie, la déforestation de grandes surfaces pour l'agriculture et l'urbanisation a contribué à diminuer la richesse en espèces de papillons (Benedick et al. 2006), de marsupiaux arboricoles (Rowston et Catterall 2004), d'oiseaux rapaces forestiers (Sodhi et al. 2004) et des mammifères frugivores (Estrada et al. 2002). Dans les forêts boréales de l'Amérique du Nord et de la Scandinavie, la transformation de vastes étendues dominées par les conifères matures en parterre de coupes en régénération impacte négativement des populations de grands ongulés (Laliberté et Ripple 2004), de petits rongeurs (Ecke et al. 2002) et d'oiseaux qui nichent au sol (Kurki et al. 2000) et dans les arbres (Schiegelow et Mönkkönen 2002) et qui affectionnent les vieilles forêts naturelles.

Impacts des activités humaines sur la dynamique forestière

Les activités anthropiques comme l'agriculture, l'industrie minière et le développement urbain ont des impacts permanents sur les paysages forestiers puisque le retrait d'une superficie productive en espèces végétales entraîne la création d'une mosaïque composée de peuplements forestiers résiduels et de secteurs improductifs en ressources forestières (McIntyre et Hobbs 1999; Semwal et al. 2004; Donald et Evans 2006). Par contre, les impacts de la foresterie sont plutôt perçus comme des changements de la composition en espèce végétales et de la structure d'âge du couvert forestier (Ansley et Battles 1998; DeWalt et al. 2003; Boucher et al. 2006). En Suède, la superficie couverte par

les forêts d'épinette et de pins a diminué et celle des feuillus a augmenté entre 1920 et 1950 (Linder et Ostlund 1998). En Ontario (Canada) et au Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada), la perte des forêts de conifères matures par la coupe totale a causé une augmentation de l'abondance des jeunes peuplements mélangés et feuillus au cours du 20^e siècle (Boucher et al. 2006; Pinto et al. 2008). Au 21^e siècle, les stratégies d'aménagement forestier écosystémique doivent minimiser les impacts sur les espèces qui s'y trouvent (Lindenmayer et al. 2006). Au Canada, l'aménagement écosystémique est partie intégrante des plans d'exploitation et tente de réduire l'écart entre les forêts aménagées et les forêts naturelles pour maintenir des écosystèmes sains et résilients (Gauthier et al. 2008). Les nouvelles méthodes d'exploitations compatibles avec la conservation de la biodiversité forestière s'appuient sur la dynamique écologique créée par le régime des perturbations naturelles (Fenton et al. 2009) et tiennent compte des impacts sur l'habitat naturel des espèces (De Groot et al. 2010; Bose et al. 2013).

La perte et la fragmentation de l'habitat forestier

L'aménagement forestier intensif peut causer d'importants changements dans les habitats qui favorisent la présence des espèces fauniques (Barlow et al. 2006; Swift et Hannon 2010). La perte d'habitat représente la diminution de la superficie couverte d'un habitat positivement sélectionné par une espèce, alors que la fragmentation est observable par une diminution de la taille moyenne des habitats sélectionnés et une augmentation de leur nombre (Fahrig 2003; Fischer et Lindenmayer 2007). Ces changements peuvent être quantifiés en mesurant les variations temporelles de la composition et la structure des types de peuplements d'un paysage forestier (Fischer et Lindenmayer 2006), identifiés selon la classe d'âge et l'assemblage d'espèces végétales (p. ex. les peuplements de feuillus âgés de plus de 50 ans). La composition est définie par la quantité et la diversité des peuplements forestiers (Etheridge et al. 2005) et permet d'estimer des pertes d'habitats (Schmiegelow et Mönkkönen 2002 ; Wittmer et al. 2007), alors que la structure caractérise l'organisation spatiale des types de peuplements (Goodwin et al. 2002; Pardini et al. 2005) et met en évidence la fragmentation d'un habitat (Fahrig 2003; Pardini 2004). Ces deux éléments du

paysage peuvent être étudiés à l'aide de métriques appropriées (Rempel et al. 2012). Par exemple, la fragmentation des forêts matures au Canada (Fitzsimmons 2003) et en Scandinavie (Kouki et al. 2001) a été caractérisée par une augmentation du nombre de peuplements forestiers et de la densité de bordure, ainsi qu'une diminution de la taille moyenne des peuplements et de l'importance relative du plus grand peuplement. Ces changements dans le paysage forestier auront des effets variés sur les espèces selon la composition et la structure de la forêt qui caractérisent leur habitat préférentiel.

Effets négatifs sur les espèces

Les habitats favorables aux différentes espèces représentent une combinaison de facteurs abiotiques et biotiques dans le paysage qui procurent des ressources alimentaires, un abri contre les prédateurs et les intempéries, et un espace propice à la reproduction (Yarrow 2009). La perte et la fragmentation des ces habitats par l'aménagement forestier intensif impactent négativement plusieurs populations d'oiseaux (Schimiegelow et Mönkkönen 2002), de petits (Ecke et al. 2002) et grands mammifères (Johnson et al. 2005; Venier et al. 2014) qui utilisent la forêt mature pour s'alimenter, se reproduire et se protéger contre les prédateurs. Par exemple, une augmentation de la pression de prédation sur des caribous (*Rangifer tarandus*) en Colombie-Britannique a été observée suite à la diminution de la représentation dans le paysage des peuplements de conifères matures, un habitat qui procure un couvert de protection contre les prédateurs (Wittmer et al. 2010). L'absence d'arbre de gros diamètre, de chicots et de débris ligneux qui résulte d'une coupe forestière impacte négativement la martre d'Amérique (*Martes americana*) qui profitent habituellement de ces éléments pour la reproduction et l'élevage des jeunes (Poole et al. 2004). La réduction du nombre et du recrutement d'arbre de gros diamètre impacte négativement la nidification du Garrot d'Islande (*Bucephala islandica*) dans les forêts aménagées dans l'Est du Québec (Canada) (Vaillancourt et al. 2009).

Effets positifs sur les prédateurs

Les espèces réagissent différemment aux effets de l'aménagement forestier intensif

et certaines sont favorisées par un paysage forestier hétérogène composé de massifs résiduels de conifères matures et de jeunes peuplements qui résultent des coupes intensives. Cette situation avantage particulièrement les prédateurs généralistes qui sont en mesure de maintenir de bons effectifs de population dans un habitat pauvre en ressources, telle que la forêt mature (Richer et al. 2002; Fisher et Wilkinson 2005). Pour une proie, la superficie disponible pour éviter un prédateur est réduite suite à une coupe forestière intensive (Eggers et al. 2008), ce qui augmente la probabilité de rencontre entre les deux (Courbin et al. 2009; Hins et al. 2009). De plus, certaines espèces de proies profitent des jeunes peuplements puisque les espèces végétales qui composent la régénération offrent à la fois une abondance de ressources alimentaires et un couvert de protection contre les intempéries et les prédateurs (Payer et Harrison 2003). L'augmentation de la superficie couverte par les peuplements en régénération est donc favorable aux prédateurs généralistes (Marzluff et al. 1999; Sullivan et al. 1999) et particulièrement ceux qui ont un régime alimentaire omnivore, comme le renard roux (*Vulpes vulpes*; Sidorovich et al. 2010). Les jeunes peuplements générés par les coupes intensives sont des habitats favorables à ce type de prédateurs qui profitent d'un accès facilité à des proies plus abondantes (Etcheverry et al. 2005) et d'une production élevée de petits fruits (Clason et al. 2008), un élément important du régime alimentaire (Padial et al. 2002; Vulla et al. 2009).

Effets sur les interactions prédateur-proies

Des changements dans le paysage forestier peuvent également impacter les interactions entre un prédateur et ces proies et causer une augmentation de la pression de prédation lorsque certaines conditions sont rencontrées. Par exemple, le rajeunissement des forêts matures avantage les prédateurs omnivores et certaines de leurs proies, ce qui peut induire une compétition apparente entre deux proies qui partagent un prédateur commun (Holt 1977, 1984 ; DeCesare et al. 2010) et qui ont des réponses démographiques différentes dans les forêts aménagées (Gagné et al. 2016). Dans cette situation, la population de proie qui profite des coupes forestières en forêt mature supporte un plus grand nombre de prédateur, ce qui cause une augmentation de la pression de prédation

(Kratina et al. 2009; Ripple et Beschta 2012). L'aménagement forestier intensif peut également causer une dissociation des habitats utilisés par les proies et les prédateurs (Courbin et al. 2009) de sorte que les habitats favorables aux prédateurs se trouvent en périphérie de ceux des proies. Dans ces conditions, des prédateurs peuvent se retrouver dans les peuplements forestiers utilisés par les proies lors d'excursions entre des habitats de bonne qualité (Reino et al. 2010). Ainsi, la probabilité de rencontre opportuniste avec une proie est augmentée en accord avec le concept de prédation par débordement (*lib. Spillover predation* ; Oksanen et al. 1992; 1995). Une variation du risque de prédation est également observée lorsque l'aménagement forestier induit une forte hétérogénéité de qualité d'habitat pour les prédateurs et les proies (Kauffman et al. 2007; Andruskiw et al. 2008). La compétition élevée pour les ressources entre les prédateurs dans les habitats de bonne qualité favorise la migration de certains individus vers des habitats moins favorables suivant une dynamique de source-puits (Amezcuca et Holyoak 2000; Amarasekare et Nisbet 2001). Dans cette dynamique, les prédateurs migrent de la source, un habitat de bonne qualité où la survie est élevée, vers le puits, un habitat habituellement évité et où la survie est faible (Battin 2004), mais où l'abondance de proie peut être élevée (Kays et al. 2008). Ainsi, les impacts des changements dans le paysage forestier sur les relations prédateurs-proies doivent être considérés dans le contexte où l'une des proies est une espèce au statut précaire, ce qui est le cas du caribou (ou renne) (*Rangifer tarandus*; Festa-Bianchet et al. 2011).

Le déclin mondial des Rangifer

À l'échelle planétaire, la conservation du caribou est menacée ultimement par les changements globaux, tels le réchauffement climatique et les modifications du paysage d'origine anthropique (Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). L'industrie forestière, l'extraction minière et les infrastructures pétrolières ont profondément fragmenté son habitat et ont altéré la composition de la faune et de la flore que l'on trouve dans son aire de répartition géographique (e.g. Cameron et al. 2005). En 2009, 34 des 43 troupeaux distribués dans les régions circumpolaires nordiques étaient considérés en déclin (Vors et

al. 2009). La perte et l'altération de leurs habitats préférentiels par l'exploitation forestière a contribué au déclin global de l'espèce (Festa-Bianchet et al. 2011). La conversion de massifs de vieilles forêts vers un paysage composé de jeunes peuplements en régénération et de chemins forestiers peuvent entraîner une plus forte pression de prédation (Courbin et al. 2009) et une compétition apparente avec d'autres proies qui profitent d'une abondance en ressource alimentaire (Rettie et Messier 2000). Plusieurs populations boréales de caribou ont décliné suite à une prédation accrue par le loup gris (*Canis lupus*), dont les effectifs ont augmenté en réponse à un plus grand nombre de cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus*) et d'orignaux (*Alces americanus*) (Seip 1992; Schaefer et al. 1999), deux espèces de proies qui utilisent avantageusement les forêts aménagées (Bowman et al. 2010; Lashley et al. 2011; Torres et al. 2011).

La situation du caribou de la Gaspésie

En Amérique du Nord, les caribous étaient répartis de Terre-Neuve jusqu'en Colombie Britannique et de la Nouvelle-Angleterre jusqu'au Nunavut au début du 19^e siècle (Moisan 1957). Aujourd'hui, l'espèce a disparu des provinces Maritimes et seul un troupeau de faible taille persiste au sud du fleuve Saint-Laurent, dans la péninsule gaspésienne. La population de caribous de la Gaspésie-Atlantique (ci-après caribou de la Gaspésie), un écotype montagnard de la sous-espèce du caribou des bois, est présentement protégée en vertu de la loi canadienne sur les espèces en péril (Environnement Canada 2015). En 2001, le gouvernement du Québec a attribué au caribou de la Gaspésie le statut d'espèce vulnérable, et celui d'espèce menacée en 2009 (Gazette officielle du Québec 2009), tandis que le gouvernement fédéral faisait passer son statut d'espèce menacée (1984) à espèce en voie de disparition en 2000 (Environnement Canada 2015). La population de caribous de la Gaspésie, qui comptait entre 700 et 1500 individus au début des années 1950 (Moisan 1957), était estimée à 250 individus dans les années 1980 et a diminué à environ 150 individus au début des années 2000 (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie 2011). Aujourd'hui, les individus sont divisés en trois sous-populations réparties sur les monts McGerrigle, Albert et Logan, et l'effectif est estimé à moins de 100 individus

selon le dernier inventaire aérien réalisé en 2016 (Morin 2016). Plusieurs facteurs ont contribué au déclin de cette population au cours des dernières décennies: une chasse intensive, une épizootie d'origine inconnue, des activités récréotouristiques dans le parc national de la Gaspésie et l'exploitation des ressources forestières et minières (St-Laurent et al. 2009). Le facteur proximal qui agit négativement sur le maintien de la population semble être une augmentation de la pression de prédation sur les faons, et plus récemment, sur les adultes, par le coyote et l'ours noir. La présence d'un plus grand nombre de prédateurs au cours des dernières décennies est liée à l'aménagement intensif de la forêt gaspésienne (Crête et Desrosiers 1995; Mosnier et al. 2008a).

Les mesures de conservation

À ce jour, le caribou et son habitat sont protégés à l'intérieur des limites d'un habitat légal qui comprend le parc national de la Gaspésie et quelques territoires adjacents. Les hauts plateaux de dénudés secs et humides de l'étage alpin sont les habitats sélectionnés préférentiellement pendant la majeure partie de l'année (Ouellet et al. 1996; Mosnier et al. 2003), mais certains individus peuvent effectuer des mouvements altitudinaux à certains moments vers les forêts subalpines et montagnardes situées tant à l'intérieur qu'à l'extérieur des limites de l'habitat légal et du parc national de la Gaspésie. Les activités forestières sont interdites à l'intérieur du parc depuis 1977, mais elles se poursuivent toujours dans les réserves fauniques de Matane et des Chics-Chocs, deux territoires situés en périphérie du parc. Plusieurs types de traitements sylvicoles peuvent provoquer une diminution de l'abondance des lichens arboricoles (Stone et al. 2008; Nadeau-Fortin et al. 2016), une ressource alimentaire importante en hiver pour le caribou (McMullin et al. 2011) en retirant les arbres sur lesquels ils poussent (Horstkotte et al. 2011). Ces résultats expliquent pourquoi la conservation des îlots de forêt matures et l'utilisation des coupes partielles sont privilégiées dans le plan d'aménagement des forêts en périphérie du parc depuis 2007 (Lalonde et al. 2013). Certaines interventions partielles, comme l'éclaircie commerciale et la coupe progressive d'ensemencement, permettraient de conserver des attributs forestiers importants pour le caribou en plus de limiter la création

d'habitats favorables aux prédateurs du caribou (Nadeau-Fortin et al. 2016). Cependant, les traitements sylvicoles intensifs, comme la coupe avec protection de la régénération et des sols, ont provoqué un rajeunissement des forêts en périphérie du parc au cours des dernières décennies, offrant ainsi un habitat favorable à la prolifération de l'ours noir (Mosnier et al. 2008a) et du coyote (Boisjoly et al. 2010).

Des prédateurs adaptés au paysage forestier gaspésien

L'ours noir est l'un des mammifères les plus largement distribué en Amérique du Nord puisqu'il possède une bonne capacité d'adaptation (Powell et al. 1997). Les forêts québécoises compteraient plus de 70 000 individus (Jolicoeur et al. 2006), bien que la forêt boréale mature représente un habitat de faible qualité pour cette espèce (Jolicoeur 2004). Son régime alimentaire, composé à 90% d'espèces végétales, est fortement lié à la disponibilité des plantes qui composent sa diète dans l'environnement (Samson et Huot 1998). Dans les régions montagnardes de la péninsule Bas-Saint-Laurent/Gaspésie, la disponibilité des ressources alimentaires varie significativement entre les saisons à l'échelle du paysage, ce qui occasionne des changements dans sa diète (Mosnier et al. 2008a), dans la sélection de son habitat (Gaudry 2013) et ses déplacements en altitude (Mosnier et al. 2008b). À l'été et à l'automne, les ours noirs sélectionnent les peuplements résultant des coupes forestières à l'extérieur du parc national de la Gaspésie (Gaudry 2013), alors qu'au printemps, ils utilisent les zones de hautes altitudes et sélectionnent les sites dénudés et les forêts de conifères matures des habitats également utilisés par les caribous (Mosnier et al. 2008b).

Le coyote est quant à lui un résident relativement récent de la forêt boréale (Crête et Desrosiers 1995). Originaire des habitats ouverts du centre-ouest de l'Amérique du Nord, cette espèce a étendu son aire de répartition géographique suite au développement de l'agriculture, aux activités forestières intenses et l'élimination du loup gris. La répartition des individus s'est élargie vers le nord, puis vers l'est pour atteindre le sud du Québec en 1944 (Young et Jackson 1978) et la péninsule gaspésienne en 1973 (Georges 1976). Au moment de la colonisation de la Gaspésie, la population de coyotes présentait un taux de

survie et de fécondité très faible (Samson et Crête 1997), une situation s'expliquant par la faible qualité d'habitat qu'offre la forêt boréale au coyote, en lien avec la faible accessibilité aux proies (Richer et al. 2002). Boisjoly et al. (2010) ont toutefois montré que les coyotes en forêt boréale dépendent principalement des habitats perturbés par les activités humaines. Les coupes totales âgées entre 5 et 20 ans sont sélectionnées au niveau du paysage et du domaine vital individuel, alors que les habitats non perturbés sont évités ou utilisés suivant leur disponibilité. La forte abondance de petits fruits, la présence de carcasses d'ongulés, ainsi que les caractéristiques du couvert arbustif résineux expliquent d'ailleurs la forte sélection envers cette catégorie d'habitat. Cet habitat fournit les trois principales composantes du régime alimentaire du coyote de la Gaspésie, soit l'original les petits fruits, et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*).

Objectifs et hypothèses d'étude

Notre étude s'inscrit dans un programme de recherche qui a comme objectif d'améliorer l'acquisition de connaissances sur le caribou et ses prédateurs. Ce programme a permis entre autre de développer des modèles de sélection des ressources pour le caribou (Mosnier et al. 2003; Gaudry 2013), le coyote (Boisjoly et al. 2010; Gaudry 2013) et l'ours noir (Mosnier et al. 2008a; Gaudry 2013), de tester l'efficacité du contrôle des prédateurs en place depuis 1990 (Mosnier et al. 2008b), d'étudier les réponses des caribous face au récréotourisme (Lesmerises et al. 2016; 2017), de situer les corridors de connectivité fonctionnelle pour les caribous (Bauduin et al. 2016), et d'identifier les traitements sylvicoles qui permettent de maintenir une bonne qualité d'habitat pour le caribou et ceux qui profitent aux prédateurs (Nadeau-Fortin et al. 2016). Dans la continuité de ce programme de recherche, nous documentons ici les changements du paysage forestier en termes de composition et de structure, afin de mieux comprendre comment la qualité d'habitat pour le caribou de la Gaspésie et ses prédateurs a changé au cours des 25 dernières années.

Notre premier objectif était de quantifier les changements dans la quantité et l'organisation spatiale de différentes catégories de peuplements forestiers à partir des trois

derniers inventaires écoforestiers décennaux (c.-à-d. 1989, 1998, 2009) et de la cartographie actuelle (c.-à-d. 2014) dans trois zones où la forêt est aménagée selon différentes stratégies: l'habitat légal du caribou de la Gaspésie et deux zones situées en périphérie. Dans ces zones, nous avons quantifié les changements de métriques de paysage qui peuvent impacter les espèces à l'étude soient la représentation des résineux matures et des coupes forestières de < 20 ans dans le paysage, l'importance relative du plus grand peuplement de résineux matures, la représentation de la forêt d'intérieure, la distance minimales moyenne à une coupe de < 20 ans et la densité de bordure. L'hypothèse pour cet objectif voulait que l'aménagement forestier réalisé dans les zones en périphérie de l'habitat légal a induit une perte et une fragmentation de la forêt mature. Nous avons prédit que la représentation dans le paysage, l'importance du plus grand peuplement et la représentation de la forêt d'intérieur pour les peuplements de résineux matures étaient demeurées stables ou avaient augmenté dans l'habitat légal, alors qu'elles avaient diminué dans les zones en périphérie. Nous avons également prédit que la représentation des coupes de < 20 ans dans le paysage et la densité de bordure étaient demeurées stables ou avaient diminué dans l'habitat légal alors qu'elles avaient augmenté dans les zones en périphérie, pendant que la distance minimale à une coupe de < 20 ans était demeurée stable ou avait augmenté dans l'habitat légal mais diminué dans les zones en périphérie.

Notre deuxième objectif visait à quantifier les changements de qualité d'habitat pour le caribou, le coyote et l'ours noir depuis 1989 dans les trois zones mentionnées précédemment. Pour ce faire, nous avons généré des cartes d'estimés de qualité relative de l'habitat pour chacune des années étudiées (1989, 1998, 2009, 2014) à partir des cartes d'habitats forestiers et des résultats de modèles de fonction de sélection des ressources (ci-après RSF). Les RSF sont des modèles mathématiques qui contrastent les ressources utilisées par rapport à leur disponibilité et permettent d'estimer des coefficients proportionnels à la probabilité d'utilisation d'une catégorie de ressource (Manly et al. 2002). La superficie couverte par les habitats de qualité relative élevée dans chaque zone et pour chaque carte d'habitats forestiers a permis l'estimation de pertes et de gains en qualité d'habitat pour différentes périodes du cycle de vie annuel des espèces (ci-après période).

L'hypothèse pour cet objectif voulait que l'aménagement forestier réalisé en périphérie de l'habitat a induit des pertes de qualité d'habitat pour le caribou et des gains pour les prédateurs. Nous avons prédit que le pourcentage d'habitats de bonne qualité pour le caribou était demeuré stable ou avait augmenté dans l'habitat légal alors qu'il avait diminué dans les zones en périphérie. Nous avons également prédit que le pourcentage d'habitats de bonne qualité pour le coyote et l'ours noir était demeuré stable ou avait diminué dans l'habitat légal alors qu'il avait augmenté dans les zones en périphérie.

Approche méthodologique

Une meilleure compréhension des impacts de l'aménagement du territoire sur la biologie et l'habitat des espèces fauniques permettrait d'améliorer nos stratégies de conservation et d'atténuation des impacts négatifs (Lindenmayer et al. 2006). Dans cette optique, la forêt gaspésienne et le système caribou – coyote – ours noir qui s'y trouve ont permis d'étudier l'évolution de l'habitat d'une proie et de ses prédateurs selon un gradient spatio-temporel de mesures de conservation et d'aménagement forestier. La séquence temporelle étudiée couvrait une période de 25 ans (1989 à 2014) et le territoire était divisé en trois zones ayant des niveaux de protection et de perturbation différents: une zone où les activités forestières sont interdites depuis 1977, une zone où la forêt est aménagée de façon écosystémique depuis 2007 et une autre où l'aménagement forestier est intensif. Estimer la qualité d'habitat et la composition et structure du paysage forestier selon un gradient spatio-temporel a amélioré notre compréhension des impacts de l'aménagement forestier sur la dynamique des populations fauniques (Fahrig 2003; Fischer et Lindenmayer 2007) et les relations prédateurs-proies (Kauffman et al. 2007; Wittmer et al. 2007). Par exemple, cette approche a permis d'établir des liens entre une variation de la qualité d'habitat et l'augmentation ou la diminution de certaines catégories de peuplements forestiers (Seamans et Gutiérrez 2007; Wittmer et al. 2010). Elle a également permis d'identifier les impacts de l'aménagement intensif sur un paysage forestier par une comparaison des estimés de composition et de structure dans des zones ayant différents niveaux de perturbation (Panta et al. 2008; Boucher et al. 2009; Goetz et al. 2009). Finalement,

l'évolution du paysage forestier dans une aire protégée et dans une aire d'aménagement forestier intensif en périphérie a permis d'évaluer l'efficacité des mesures de protection et d'atténuation (Pfeifer et al. 2012; Dewi et al. 2013), en plus d'identifier la présence d'un gradient de qualité d'habitat qui peuvent impacter les relations entre un prédateur et une proie (Wittmer et al. 2007; Courbin et al. 2009; Wegge et al. 2009).

Résultats obtenus

Les résultats du premier objectif démontrent que les activités forestières en périphérie de l'habitat légal ont contribué à la fragmentation des massifs forestiers favorables aux caribous par une diminution de l'importance relative du plus gros peuplement de résineux matures et de la représentation des habitats d'intérieur dans le paysage. À l'opposé, la diminution de la distance minimale moyenne à une coupe forestière et l'augmentation de la densité de bordures observées là où l'exploitation est intensive offrent une structure forestière favorable au succès de prédation du coyote et l'ours noir.

Les résultats du deuxième objectif mettent en évidence des pertes d'habitat pour le caribou de -30 à -50 % dans la zone où l'exploitation forestière est intensive, causées entre autre par une diminution de 53% de la représentation des forêts de résineux matures dans le paysage. Dans cette même zone, l'augmentation de 113% de la représentation des coupes forestières entre 1989 et 2014 a contribué aux gains en qualité d'habitat observés pour les prédateurs qui variaient de +3 à +66%. La qualité d'habitat dans l'habitat légal est demeurée bonne pour le caribou et a diminué pour les prédateurs au cours des dernières décennies. Ces changements dans le paysage ont ainsi généré un fort gradient spatial de qualité d'habitat qui s'étend de l'habitat légal vers les zones plus intensément perturbées et qui impactent les interactions prédateurs-proies dans le système caribou – coyote – ours noir en Gaspésie.

En résumé, nos résultats démontrent l'importance de maintenir, restaurer et protéger les forêts matures autant dans l'habitat légal du caribou de la Gaspésie que dans les zones en périphérie. Ces actions permettront d'améliorer la qualité d'habitat du caribou dans son aire de répartition en plus de limiter la quantité et la distribution des habitats favorables au

coyote et à l'ours noir. De plus, l'utilisation de stratégies d'aménagement davantage favorables au caribou qu'aux prédateurs est une action prioritaire afin de réduire le contraste entre l'habitat légal et les territoires adjacents et ainsi limiter les interactions prédateurs-caribou.

CHAPITRE 1 :

25 ANS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER INTENSIF DÉSTABILISENT LES RELATIONS PRÉDATEURS-PROIES

Résumé

À l'échelle mondiale, la perte du couvert forestier mature induite par l'activité humaine au 20^e siècle a grandement contribué à l'érosion de la biodiversité. La perte d'habitats matures qui en découle est reconnue pour impacter négativement plusieurs espèces d'oiseaux, de mammifères et d'amphibiens spécialistes des forêts âgées, particulièrement en forêt boréale. La conversion observée des vieilles forêts résineuses en parterres de régénération associée à l'expansion du réseau de chemins forestiers semblent induire un déséquilibre dans les relations prédateurs-proies. Sur ces bases, notre étude visait à 1) étudier l'évolution de la forêt gaspésienne entre 1989 et 2014 et 2) estimer des changements dans la superficie couverte par les habitats de bonne qualité pour une proie spécialiste des forêts matures et ses prédateurs généralistes. Nous avons pour ce faire utilisé le système caribou montagnard – coyote – ours noir en Gaspésie (Québec, Canada). Nous avons sélectionné différentes métriques de composition et de structure du paysage pour caractériser l'évolution de la matrice forestière depuis 1989. Nous avons également développé des modèles de fonctions de sélection des ressources pour chaque espèce afin d'estimer une qualité relative d'habitat pour différentes périodes en fonction de l'habitat forestier et des structures linéaires. Nos résultats montrent que les pertes d'habitats de bonne qualité pour le caribou dans la zone où l'exploitation forestière est intensive ont varié de -30 à -55 % alors que les gains pour les habitats préférentiels des prédateurs variaient de +3 à +66 %. Une perte (-53%) de la représentation des résineux matures dans le paysage a été observée entre 1989 et 2014, alors que les coupes forestières ont augmenté de 113% dans cette zone intensément aménagée. Les grands massifs de résineux matures ont été fragmentés en plusieurs peuplements en régénération issus des coupes intensives, générant une structure forestière favorable au coyote et à l'ours noir. Nos résultats permettent de bonifier les stratégies d'aménagement forestier qui visent à limiter les pertes

d'habitats favorables aux espèces spécialistes des forêts matures et à contrôler la quantité et la distribution des habitats qui avantagent les prédateurs des populations nord-américaines de caribou des bois, majoritairement en déclin.

Cet article a été rédigé en collaboration de Martin-Hugues St-Laurent, mon directeur de recherche, Luc Sirois, mon codirecteur, et mon collègue Frédéric Lesmerises. Il sera traduit suite au dépôt final de ce mémoire et sera soumis en vue de publication à la revue scientifique *Landscape Ecology*. Comme premier auteur, j'ai contribué à élaborer les objectifs de cette étude, j'ai effectué les analyses géomatiques et statistiques et j'ai rédigé les différentes versions de l'article. Martin-Hugues St-Laurent et Luc Sirois ont été impliqués dans l'élaboration (idée originale et récolte des données), la supervision, la rédaction, la correction et le financement de ce projet. Frédéric Lesmerises a contribué à l'élaboration de modèles mathématiques utilisés dans notre étude et la révision de l'article.

1. Introduction

Les changements dans la quantité et l'organisation spatiale des habitats représentent des facteurs importants qui menacent la conservation de plusieurs espèces à l'échelle mondiale (Fahrig 2003; Wiegand et al. 2005; Lindenmayer et al. 2006). Baillie et al. (2004) soulignaient d'ailleurs que la perte d'habitat était la principale menace au maintien de plusieurs espèces dont 86% sont des oiseaux, des mammifères et des amphibiens menacés d'extinction. Pour les écosystèmes forestiers, la conversion en parterres d'élevage de bétail, en superficie agricole, en régénération forestière ou en aires urbanisées (Lindenmayer 2009), entraîne une perte annuelle de superficie de ~ 13 million d'hectares à l'échelle mondiale (FAO 2007). Cette perte d'habitat induit des changements importants dans la dynamique des écosystèmes forestiers, des habitats à la richesse spécifique démontrée (Steneck et al. 2002; Paillet et al. 2010; Gibson et al. 2011). Les traitements sylvicoles intensifs, comme la coupe totale, entraînent une perte et une fragmentation des vieilles forêts (Fahrig et al. 2002; Echeverría et al. 2007; Broadbent et al. 2008) et une augmentation de la représentation des peuplements en régénération (Boucher et al. 2006; Schultz et al. 2007). Un tel rajeunissement des forêts à une échelle régionale peut avoir des répercussions néfastes pour plusieurs populations de mammifères (Crooks 2002; St-Laurent et al. 2007; Houle et al. 2010), d'oiseaux (Hayes et al. 2003; Camprodon et Brotons 2006; Luck et Korodaj 2008), d'amphibiens (Cushman 2006; Becker et al. 2007) et de reptiles (Brown 2001; Gardner et al. 2007) puisque les jeunes forêts en régénération n'offrent pas de conditions favorables à toutes les espèces.

L'aménagement intensif des forêts matures induit des changements dans la quantité et l'organisation spatiale des habitats favorables qui influencent également les relations prédateur-proie (Schneider 2001; Houle et al. 2010). Par exemple, un paysage composé d'îlots forestiers matures de faible superficie, où une concentration des activités de certaines proies est observée (Lesmerises et al. 2013), peut augmenter la probabilité de rencontre avec un prédateur (Courbin et al. 2009). Les parterres de coupes forestières qui entourent ces massifs résiduels sont productifs en arbustes fruitiers (Clason et al. 2008) et profitent à certaines espèces de proies, comme des cervidés (Fisher et Wilkinson 2005;

Dupke et al. 2016) et des petits mammifères (Potvin et al. 2005), ce qui peut favoriser certains prédateurs généralistes et omnivores (McClennen et al. 2001; Sorace et Gustin 2009). La diversité et la proportion dans le paysage d'habitats riches en ressources alimentaires qui découlent d'un aménagement intensif s'avèrent particulièrement favorables aux prédateurs qui utilisent un milieu peu productif comme la forêt résineuse mature (Mosnier et al. 2008a). Par conséquent, une plus grande superficie couverte par ces habitats de bonne qualité peut soutenir un plus grand nombre de prédateurs (Evans 2004). L'augmentation de la pression de prédation qui en résulte peut ainsi contribuer au déclin de certaines populations de proies (Seip 1992; Hik 1995; Koskimäki et al. 2014). C'est le cas par exemple du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), une espèce étroitement associée aux forêts matures (Mosnier et al. 2003; Hins et al. 2009) et qui est reconnue comme une proie de plusieurs grands prédateurs nord-américains comme le loup gris (*Canis lupus*), l'ours noir (*Ursus americanus*), le grizzly (*Ursus arctos horribilis*), le coyote (*Canis latrans*) et le couguar (*Puma concolor*) (Bergerud et Elliot 1986; Reynolds et al. 1987; Crête et Desrosiers 1995).

À l'échelle mondiale, la conservation de plusieurs populations de caribous ou de rennes est menacée par les modifications anthropique du paysage (Vors et Boyce 2009; Festa-Bianchet et al. 2011). La population gaspésienne de caribou de l'écotype montagnard (c.-à-d. caribou de la Gaspésie-Atlantique, ci-après caribou de la Gaspésie) n'y fait pas exception, étant actuellement désignée espèce en voie de disparition au Canada (Environnement Canada 2015) en plus d'être reconnue comme une unité désignable du caribou, c'est-à-dire un élément de biodiversité irremplaçable au pays (COSEPAC 2011). L'effectif de cette population, qui comptait entre 700 et 1500 individus au début des années 1950 (Moisan 1957), était estimé à moins de 100 individus en 2016 (Morin 2016). La très forte pression de prédation exercée par l'ours noir et le coyote sur les faons caribous a été identifiée comme le facteur proximal le plus important de son déclin (St-Laurent et al. 2009). Toutefois, cette augmentation d'abondance et d'efficacité des prédateurs serait ultimement liée à la transformation du paysage forestier au cours des dernières décennies,

principalement par l'exploitation forestière (Crête et Desrosiers 1995; Mosnier et al. 2008a).

Les changements dans la quantité et l'organisation spatiale des peuplements forestiers dans l'habitat du caribou et de ses prédateurs sont des informations actuellement manquantes qui s'avèrent essentielles pour appuyer les efforts de conservation déployés pour cette population isolée. Par conséquent, notre premier objectif était de caractériser l'évolution de la composition des forêts gaspésiennes depuis 25 ans dans trois zones où la forêt est aménagée selon différentes stratégies: l'habitat légal du caribou de la Gaspésie et deux zones situées en périphérie. Les changements dans le paysage forestier ont été caractérisés avec des métriques de composition et de structure à l'échelle du peuplement forestier et du paysage. Notre hypothèse pour cet objectif était que l'aménagement forestier dans les zones en périphérie de l'habitat légal avait causé une perte et une fragmentation de la forêt mature observable par une diminution de la distance minimale à une coupe de < 20 ans et de la représentation dans le paysage, de l'importance du plus grand peuplement et de la représentation de la forêt d'intérieur pour les peuplements de résineux matures, ainsi qu'une augmentation de la représentation dans le paysage des coupes < 20 ans et de la densité de bordure. Notre deuxième objectif était de quantifier les impacts de la transformation du paysage forestier sur la qualité d'habitat du caribou, du coyote et de l'ours noir, des prédateurs généralistes qui constituent une menace importante à la survie des faons dans le système caribou – coyote – ours noir en Gaspésie. La qualité d'habitat a été estimée avec les résultats de modèles de sélection des ressources développés pour les trois espèces en Gaspésie, appliqués aux cartes d'habitats produites à partir des derniers inventaires écoforestiers décennaux (i.e. 1989, 1998, 2009) et de la cartographie actuelle (i.e. 2014). Notre hypothèse pour cet objectif voulait que l'aménagement forestier en périphérie de l'habitat avait causé des pertes de qualité d'habitat pour le caribou et des gains pour les prédateurs observables par une diminution du pourcentage d'habitats de bonne qualité pour le caribou et une augmentation de ce pourcentage pour le coyote et l'ours noir.

2. Méthodes

2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude (7685 km²) chevauche les régions administratives du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie (Québec, Canada; Figure 1). Elle comprend le parc national de la Gaspésie et les territoires sous aménagement forestier des réserves fauniques de Matane, de Dunière et des Chic-Chocs. Les coupes forestières, les épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), les chablis et les feux ont façonné le paysage forestier de la région au cours du dernier siècle. Le paysage est caractérisé par plusieurs hauts plateaux et la topographie du territoire impose un étagement de végétation façonné par l'élévation et le climat (Boudreau 1981). Ainsi, l'étage montagnard (100 à 900 m) est dominé par le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), l'épinette noire (*Picea mariana* Mill.), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton) et le bouleau blanc (*B. papyrifera* Marshall), tandis que l'étage subalpin (900 à 1050 m) est dominé par l'épinette blanche (*P. glauca* Voss.) et le sapin baumier (Payette 1974). La zone de transition vers l'étage alpin voit ces arbres devenir rabougris de sorte qu'au-dessus de 1050 m d'altitude on trouve une végétation d'arbustes bas, de graminées, de lichens, de mousses, avec îlots épars de krummholz (Sirois et Grandtner 1992).

À ce jour, l'habitat du caribou de la Gaspésie est protégé à l'intérieur d'un habitat légalement désigné par le gouvernement provincial (c.-à-d. habitat légal, équivalent provincial à l'habitat essentiel de la Loi sur les espèces en péril au Canada), qui couvre le parc national de la Gaspésie et quelques territoires adjacents. L'exploitation forestière est interdite depuis 1977 dans le parc mais se poursuit toujours dans les territoires situés en périphérie. Elle est toutefois encadrée plus étroitement depuis 1999, par un plan d'aménagement forestier adapté aux besoins du caribou et qui couvre son aire de répartition. Ce plan préconise entre autres la conservation d'îlots de forêt mature ainsi qu'un recours accru aux coupes partielles (Lalonde 2013), des traitements plus favorables au caribou de la Gaspésie qu'à ses prédateurs (Nadeau-Fortin et al. 2016). En effet, les traitements sylvicoles intensifs, comme la coupe avec protection de la régénération et des sols, offrent quant à eux des conditions d'habitat de meilleure qualité que les peuplements

forestiers matures pour l'ours noir (Mosnier et al. 2008a) et le coyote (Boisjoly et al. 2010; Nadeau-Fortin et al. 2016).

2.2 Évolution de la composition des habitats forestiers et du réseau routier

Les changements dans les conditions d'habitat ont été caractérisés dans trois zones différentes selon les restrictions d'aménagement forestier et la répartition des caribous au cours des dernières décennies: 1) l'habitat légal (ci-après HL; 1025 km²; voir Figure 1); 2) une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal (ci-après HL10; 2164 km²); cette zone correspond à l'aire d'application du nouveau plan d'aménagement forestier spécialement conçu pour l'aire de fréquentation du caribou (Lalonde et al. 2013); 3) une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10 (ci-après HL30; 4548 km²); cette zone a été définie arbitrairement selon les limitations du fleuve Saint-Laurent au nord et des observations de caribou à l'extérieur des deux zones décrites précédemment.

Dans ces trois zones, l'évolution de la matrice forestière a été décrite à partir des cartes écoforestières du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec produites aux années 1989, 1998, 2009 et 2014 (MFFP 2014). Les polygones retrouvés sur ces cartes numériques écoforestières 1: 20 000 avaient une résolution minimale de 4 ha pour les polygones forestiers et de 2 ha pour les polygones non-forestiers. Les peuplements forestiers ont été classifiés suivant diverses combinaisons de type de couvert dominant, de classe d'âge et type de perturbation (totale ou partielle). Les attributs non-forestiers ont été catégorisés selon leur code de terrain (i.e. les plateaux de dénudés secs ou humides et les plans d'eau). La classification s'appuyait sur des études de sélection d'habitat pour le caribou, l'ours noir et le coyote réalisées par Gaudry (2013) dans le même secteur et a été appliquée à chacun des quatre inventaires écoforestiers. Dix catégories d'habitat ont donc été générées (Tableaux 1 et 2).

La présence de structures linéaires (c.-à-d. sentiers de randonnée, chemins forestiers, routes pavées) est reconnue pour influencer la sélection de l'habitat des trois espèces à l'étude (Gaudry 2013). En conséquence, les structures linéaires ont été classées selon le type de chemin, leur carrossabilité et leur achalandage (MRN 2013; Tableaux 1-2).

2.3 Estimation de la qualité relative d'habitat

L'estimation de la qualité relative d'habitat a été faite pour chacune des périodes reconnues dans différentes études de sélection d'habitat. Ainsi, pour le caribou, nous avons utilisé les périodes du printemps (15 avril au 21 mai), de la mise bas (22 mai au 21 juin), d'été (22 juin au 15 septembre), de rut (16 septembre au 31 octobre) et d'hiver (1^{er} novembre au 14 avril) (Hins et al. 2009; Faille et al. 2010). Pour le coyote, six périodes ont été utilisées, soit la période d'accouplement (1^{er} janvier au 15 mars), de mise bas (16 mars au 30 avril), d'élevage des jeunes (1^{er} mai au 31 juillet), de dispersion et consommation de petits fruits (1^{er} août au 6 septembre) et de dispersion et consommation d'originaux (7 septembre au 31 décembre) (Boisjoly et al. 2010; Gaudry 2013). Finalement, les périodes préconisées pour l'ours étaient le printemps (de la sortie de tanière jusqu'au 15 juillet), d'été (16 juillet au 31 août) et d'automne (1^{er} septembre à l'entrée en tanière) (Mosnier et al. 2008a; Gaudry 2013).

Pour chaque espèce, la qualité relative d'habitat a été estimée à l'aide des fonctions de sélection des ressources (RSF; Manly et al. 2002). Nous avons utilisé une base de données télémétriques provenant de colliers GPS-Argos installés durant les hivers 2013 et 2014 sur 43 caribous adultes (17 Mâles ; 26 Femelles). Les colliers ont été programmés afin d'acquérir une localisation aux 2 h (modèle TGW-4680-3, Telonics Inc. Mesa, Arizona) ou 3 h (modèle TGW-4680, Telonics Inc. Mesa, Arizona) pendant 2,5 années. Les données utilisées pour le coyote et l'ours noir proviennent de suivis télémétriques GPS réalisés dans le même territoire dans le cadre d'études récemment complétées; de plus amples détails méthodologiques référant à la capture, aux manipulations ainsi qu'aux données recueillies sont décrits par Boisjoly et al. (2010) pour le coyote et Mosnier et al. (2008a) pour l'ours noir. Les protocoles de capture et de manipulation ont été approuvés par les différents comités de bons soins des animaux [Université du Québec à Rimouski (UQAR) certificat # CPA-52-13-112; Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs certificat # CPA FAUNE 13-08].

Afin de contraster les habitats utilisés par les caribous à ceux disponibles à large échelle, nous avons réalisé un polygone convexe minimal (PCM 100 %) incluant

l'ensemble des localisations à l'intérieur duquel nous avons distribué, par période, autant de points aléatoires que de localisations télémétriques. Nous avons ensuite extrait pour chaque localisation les caractéristiques d'habitat (Tableau 1), de pente (°) et d'élévation (km). La densité de sentier (km/km^2) dans un rayon de 1 km autour de chaque localisation réelle ou aléatoire a aussi été calculée de même que leur distance minimale à une route. Cette distance minimale a été transformée par une fonction déclinante selon la formule $e^{-\alpha/d}$, où d représente la distance (en m) entre une localisation et la route la plus proche, et des valeurs de α qui varient selon la période étudiée. Nous avons modélisé la sélection des ressources en comparant les caractéristiques des localisations réelles à celles des points aléatoires à l'aide d'un modèle logistique mixte incluant l'individu niché dans le groupe ainsi que l'année en tant que facteurs aléatoires (Gillies et al. 2006). Les « Résineux matures » ont été utilisés comme catégorie de référence dans nos analyses pour toutes les périodes. Nous avons seulement considéré le modèle complet puisque toutes les variables utilisées sont reconnues pour influencer le comportement des divers écotypes de caribous au Canada (Johnson et al. 2004; Gaudry 2013; Leblond et al. 2014) et que nous voulions tester l'effet des changements du couvert forestier sur la qualité d'habitat du caribou.

La disponibilité d'habitat pour le coyote et l'ours noir a été définie en distribuant un nombre équivalent de points aléatoires au nombre de localisations télémétriques dans les PCM 100% de chaque individu pour chaque période entre juillet 2002 et novembre 2004. Les résineux matures ont été considérés comme habitat de référence et l'individu a été inclus en tant que facteur aléatoire dans nos modèles logistiques mixtes. Afin de valider la robustesse des modèles (coyote, ours et caribou), nous avons fait une validation croisée en utilisant 75 % des individus pour le calcul des coefficients et 25 % pour la validation (Boyce et al 2002). Nous avons ensuite fait une moyenne des coefficients de corrélation de Spearman des 10 itérations obtenues à la suite de cette analyse.

2.4 Changements temporels des superficies d'habitats de bonne qualité

En se basant sur les travaux de Hansen et al. (2001), qui ont étudié les changements de qualité d'habitat pour une population de caribou en Colombie-Britannique, nous avons

utilisé les coefficients de sélection des ressources pour cartographier des valeurs de qualité d'habitat à l'échelle du paysage pour différentes années. Toutes les catégories d'habitat forestier et de structures linéaires utilisées pour estimer ces coefficients (voir Tableaux 1-2) étaient présentes dans les zones étudiées à l'exception des hauts plateaux de toundra alpine qui n'étaient pas utilisées par les coyotes suivis par télémétrie (Gaudry 2013). Pour cette raison, le territoire occupé par cette classe d'habitat a été retiré de nos analyses (suivant Van Horne et Wiens 1991). Nous avons cartographié, pour chaque espèce à l'étude et pour chaque période, la qualité relative de l'habitat pour chacune des cartes écoforestières, soit 1989, 1998, 2009 et 2014. Chaque carte de qualité d'habitat a été convertie en format matriciel (c.-à-d. *raster*) avec des cellules de 50 x 50 m, et intégrait les structures linéaires. Puisque les études de séquence temporelle doivent considérer l'ensemble des valeurs estimées pour toutes les périodes de temps étudiées (Legendre et Legendre 2012), nous avons standardisé l'ensemble des valeurs estimées pour une séquence temporelle (1989 à 2014) entre 0 et 1 pour chaque période à l'étude. Pour chaque distribution d'estimés, nous avons identifié une valeur limite correspondant au 4^e quartile (25% supérieur) des valeurs relatives de qualité d'habitat estimées pour une période (voir l'annexe A). Cette valeur limite détermine la quantité et la position des habitats considérés de bonne qualité, en s'inspirant de l'approche préconisée par Falcucci et al. (2009) pour différencier les habitats de bonne et de mauvaise qualité pour l'ours brun Marsicain (*Ursus arctos marsicanus*).

Nous avons ensuite calculé la superficie couverte par les habitats de bonne qualité (> 4^e quartile) pour mettre en évidence les changements dans la qualité relative de l'habitat dans les trois zones décrites précédemment (HL, HL10 et HL30) pour chacune des espèces. Des pourcentages de pertes ou de gains entre 1989 et 2014 ont été quantifiés ainsi:

$$\frac{\text{Superficie couverte en 2014} - \text{Superficie couverte en 1989}}{\text{Superficie couverte en 1989}} \times 100$$

2.5 La composition et structure de la forêt

Les métriques de paysage permettent d'estimer des changements dans la configuration des types de peuplements forestiers d'un territoire (Trani et Giles 1999;

Fitzsimmons 2003). Nous avons utilisé une extension du logiciel ArcGIS, PatchAnalyst (Rempel et al. 2012), pour extraire différentes statistiques sur la composition et la structure des différentes classes d'habitat décrites précédemment (Tableaux 1-2) dans les zones étudiées. Nous avons centré nos analyses de composition et de structure du paysage sur les forêts de résineux matures (> 50 ans), reconnues pour être favorables aux caribous (Apps et al. 2001; Wittmer et al. 2005a; Hins et al. 2009; Nadeau-Fortin et al. 2016), ainsi que les jeunes peuplements (coupe < 20 ans) issus de l'aménagement forestier, davantage profitables aux ours et aux coyotes (Mosnier et al. 2008a; Boisjoly et al. 2010). Nous avons comparé les valeurs de métriques de paysage (voir Tableau 3) pour ces deux classes d'habitats forestiers entre les différentes années (1989, 1998, 2009 et 2014) et les différentes zones étudiées (HL, HL10 et HL30). La composition et la structure en 1989 dans la zone HL sont les valeurs de référence (sensu Gustafson 1998) sur lesquelles s'appuient nos comparaisons puisqu'aucune intervention forestière n'a eu lieu dans le parc national de la Gaspésie depuis 1977. Nous avons sélectionné certaines métriques de composition et structure (p. ex.: la représentation dans le paysage, l'importance relative du plus grand peuplement, la distance minimale moyenne au plus proche voisin, la représentation des habitats d'intérieur dans le paysage et la densité de bordure) reconnues dans la documentation scientifique pour avoir un impact sur les espèces spécialistes des forêts matures (Mörtberg et Wallentinus 2000; Mykrä et al. 2000; Hansen et al. 2001) et les prédateurs généralistes (Fahrig 2003; Malt et Lank 2007). La forêt d'intérieur est la zone utilisée par la faune forestière et désigne une partie d'un peuplement forestier où les effets de bordure sont faibles ou inexistant (Murcia 1995), alors que la densité de bordure dans le paysage représente le rapport entre la somme des périmètres de chaque polygone et la superficie de la zone étudiée (Herold et al. 2002). Nous avons testé l'influence de la zone et de l'année sur la distance minimale moyenne au plus proche voisin avec une analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs corrigée avec un test de Bonferroni puisque la réplication n'était pas indépendante et que le nombre de comparaisons était élevé (Abdi 2007). Nous avons ensuite évalué les différences entre chaque combinaison zone-année avec la méthode de la moyenne des moindres carrés et une analyse de contraste de Tukey

(bibliothèque lme4; Lenth 2016; logiciel R). Le niveau de significativité (α) utilisé dans nos analyses était de 0,05.

Toutes les analyses géomatiques ont été réalisées à l'aide du logiciel ArcGIS 10.0 (ESRI 2011) alors que les analyses statistiques ont été réalisées sur la plateforme R (R Development Core Team 2016).

3. Résultats

3.1 Les changements de composition et de structure de la forêt gaspésienne

Les changements de composition de la forêt depuis 1989 correspondent à une diminution des superficies en résineux matures de 30,4% dans la zone HL10 et de 52,9% dans la zone HL30 (Figure 2a) et à une augmentation des coupes de < 20 ans de 69,6% dans la zone HL10 et de 110,6% dans la zone HL30 (Figure 2b). L'importance relative du plus grand peuplement de résineux matures était plus élevée en 2014 (23,3%) par rapport à 1989 (12,1%) dans l'habitat légal, mais elle a diminué dans la zone HL30 entre 1989 (19,9%) et 2014 (1,5%) (Figure 2c). La représentation de la forêt d'intérieur a respectivement diminué de 70,6% à 57,2% et de 76,5% à 48,9% dans les zones HL10 et HL30 (Figure 3d), alors qu'elle a peu changé entre 1989 et 2014 dans l'habitat légal. L'analyse de variance à deux facteurs avec correction de Bonferroni (Annexe B.1) et le test de contraste de Tukey (Annexe B.2) démontrent qu'il y a une influence significative de la zone ($F = 6486,39$, $p < 0,0001$), de l'année ($F = 577,09$, $p < 0,0001$) et de l'interaction zone-année ($F = 405,09$, $p < 0,0001$) sur la distance minimale moyenne entre un peuplement forestier et une coupe < 20 ans. L'étendue des valeurs de distances minimales moyennes était plus élevées dans la zone HL (1026 à 2178 m) par rapport aux zones en périphérie (HL10: 208 à 834 m; HL30: 88 à 710 m) pour toutes les années étudiées (Figure 3e). De plus, les distances augmentaient entre 1989 et 2014 dans HL (de 1026 à 2164 m), alors qu'elles diminuaient dans la zone HL10 (de 562 à 208 m) et HL30 (de 589 à 88 m). Finalement, la densité de bordures dans le paysage a augmenté dans toutes les zones entre 1989 et 2014 (Figure 2f). La densité de bordures estimée en 2014 était plus faible dans HL (57 m/ha) que dans HL10 (70 m/ha) et HL30 (73 m/ha).

3.2 Estimation de la qualité d'habitat

La qualité d'habitat basée sur la sélection des différents attributs du paysage par le caribou était opposée à celle des prédateurs (Annexe C). Les caribous ont fortement sélectionné les plateaux alpins dénudés alors qu'ils ont fortement évité les coupes 0-20 ans, et ce, à toutes les périodes de leur cycle biologique (Annexe C.1). À l'inverse, les modèles de sélection d'habitat des prédateurs ont démontré généralement un évitement des hautes altitudes et une sélection des coupes 6-20 ans (Annexes C.2 et C.3).

3.3 Évolution de qualité relative d'habitat

Depuis 1989, le pourcentage en habitats de bonne qualité pour le caribou a diminué dans toutes les zones et pour toutes les périodes étudiées (Figure 3a). En 1989, ces habitats occupaient 50% du territoire dans l'habitat légal et plus de 20% dans les zones en périphérie. Pour l'ensemble des périodes étudiées, les pertes ont été plus faibles dans la zone HL (-5,3% à -10,1 %), alors qu'elles s'accroissaient en périphérie, atteignant -16,3 % à -32% dans la zone HL10 et -30,6% à -56% dans HL30 (Figure 3a). La perte d'habitat de bonne qualité a été la plus marquée en hiver dans la zone HL10 (-32%) et HL30 (-56%) (Annexe D.1). Le territoire étudié était de meilleure qualité pour le caribou dans l'habitat légal ($\geq 45\%$ couvert par les habitats de bonne qualité) pour toutes les années et toutes les périodes.

L'évolution de la qualité d'habitat pour le coyote varie avec la zone et la période étudiée, avec des gains importants dans les zones en périphérie de l'habitat légal pour toutes les périodes (Figure 3b). Dans l'habitat légal (zone HL), les changements de pourcentage en habitat de bonne qualité variaient de -2,6% à +20,3% (Annexe D.2). Dans les zones en périphérie, les gains en habitats de bonne qualité pour le coyote s'accroissaient en s'éloignant des limites de l'habitat légal, soit +3,3% à +59,7% dans la zone HL10 et +3,7% à +66,4% dans la zone HL30, selon les périodes étudiées (Figure 3b). Les changements les plus importants ont été observés durant la période dispersion-fruit avec des gains $\geq 60\%$ dans les zones HL10 et HL30 (Annexe D.2). Globalement, le territoire à l'étude était de meilleure qualité à l'extérieur de la zone HL pour le coyote ($>30\%$ du paysage en habitat de

bonne qualité) pour toutes les années et les périodes étudiées, à l'exception de la période d'accouplement où l'habitat dans la zone HL était de meilleure qualité (Figure 3b).

La qualité de l'habitat pour l'ours noir a diminué dans l'habitat légal (-9,7% à -0,7%) pour toutes les périodes (Figure 3c). Les changements observés diffèrent selon la période dans la zone HL10 (+2,4% à +23,7%) et la zone HL30 (-12,14% à +37%) (Figure 3c). Le pourcentage en habitat de bonne qualité dans le paysage a diminué pour toutes les périodes dans la zone HL, mais il a augmenté dans les zones en périphérie particulièrement au cours de l'été. Les gains observés pour cette dernière période sont de +23,7% dans la zone HL10 et de +34% dans la zone HL30 (Annexe D.3). Comme pour le coyote, le territoire à l'étude s'avérait de meilleure qualité à l'extérieur de l'habitat légal pour l'ours noir (>20% du paysage en habitat de bonne qualité) pour la plupart des années et des périodes (Figure 3c).

4. Discussion

Mieux comprendre les impacts de l'aménagement du territoire sur l'habitat peut permettre d'améliorer nos stratégies d'atténuation des impacts négatifs sur la faune (Lindenmayer et al. 2006). Plusieurs études ont déjà mis en évidence les effets négatifs des pratiques sylvicoles intensives sur l'habitat d'espèces spécialistes des forêts matures (Kouki et al. 2001; Schmiegelow et Mönkkönen 2002; Fahrig 2003) et plus particulièrement sur l'habitat des populations boréales du caribou des bois (e.g. Johnson et al. 2005; O'Brien et al. 2006; Wittmer et al. 2010), dont le caribou de la Gaspésie (Nadeau Fortin et al. 2016). Cependant, peu d'études l'ont fait en considérant conjointement les effets sur l'habitat du caribou et de ses prédateurs (Courbin et al. 2009; Nadeau-Fortin et al. 2016). Dans notre étude, nous avons identifié des changements associés à l'aménagement intensifs dans le paysage forestier en Gaspésie sur une période de 25 ans. Nous avons pour ce faire utilisé le système caribou de la Gaspésie – coyote – ours noir afin de mettre en évidence les impacts de la transformation du paysage forestier sur la qualité d'habitat d'une espèce de proie en voie de disparition et celle de ses prédateurs opportunistes. Selon nos hypothèses, nos résultats supportent une perte et une fragmentation de la forêt mature en périphérie de

l'habitat légal du caribou de la Gaspésie induites par un aménagement forestier intensif qui ont entraîné des pertes de la qualité d'habitat pour le caribou et des gains pour les prédateurs.

Changement de structure forestière

La diminution des forêts de résineux matures en périphérie de l'habitat légal a entraîné une fragmentation des massifs forestiers. Les coupes forestières intensives ont réduit l'importance relative du plus grand peuplement de résineux mature et la représentation des habitats d'intérieur, ce qui pourrait contraindre les caribous à se déplacer à l'intérieur des limites de l'habitat légal puisque la disponibilité d'un réseau interconnecté d'habitat de bonne qualité est réduite. Bauduin et al. (2016) ont mis en évidence cette importante fragmentation à l'aide d'un modèle individu-centré, démontrant que les habitats favorables aux caribous à l'extérieur du parc national de la Gaspésie ne sont souvent pas accessibles en raison des nombreuses entraves aux déplacements que constituent les habitats défavorables. La fragmentation de la forêt mature par les activités humaines est reconnue pour limiter les mouvements et la répartition d'autres populations de caribous montagnards dans l'Ouest canadien en confinant les individus dans des habitats de bonne qualité entourés d'une matrice moins propice de peuplements en régénération (Apps et McLellan 2006; Wittmer et al. 2007).

Nos résultats témoignent que les activités forestières réalisées au cours des dernières décennies ont créé une structure du paysage favorable au coyote et à l'ours noir au détriment de la qualité d'habitat pour le caribou. Les changements illustrés par nos métriques de paysage étaient de plus en plus marqués au fil du temps et en s'éloignant des limites de l'habitat légal. Nos résultats suggèrent que la diminution de la distance minimale moyenne à une coupe de < 20 ans et l'augmentation de la densité de bordures d'habitat depuis 1989 ont profité à ces deux prédateurs. En effet, les prédateurs sont reconnus pour passer plus de temps dans les habitats de bordure (Malt et Lank 2007) puisqu'ils y trouvent une plus grande densité de proies (Larivière et Messier 1998) et les utilisent comme corridors de déplacement entre des parcelles productives en ressource alimentaires (Frey et

Conover 2006). Une occurrence accrue et un meilleur succès de prédation dans les paysages où la densité de bordures d'habitats est élevée ont d'ailleurs été observés chez d'autres populations de coyotes (Thogmartin et Schaeffer 2000; Rohm et al. 2007), d'ours noirs (Kindall et Manen 2007), ainsi que chez d'autres espèces de grands prédateurs (Dijak et Thompson III 2000; Whittington et al. 2011).

Déclin de la qualité d'habitat du caribou de la Gaspésie

L'aménagement forestier intensif réalisé au cours des 25 dernières années en périphérie de l'habitat légal a induit une perte et une fragmentation marquées des habitats de bonne qualité pour le caribou de la Gaspésie, particulièrement en hiver et en été. La diminution observée résulte principalement de la perte de superficies des peuplements de résineux matures à l'extérieur de l'habitat légal, des habitats qui sont reconnus pour être sélectionnés par le caribou de la Gaspésie tout au long de l'année (Ouellet et al. 1996; Mosnier et al. 2003) et pour offrir des biomasses élevées de lichens arboricoles (Stone et al. 2008; Nadeau-Fortin et al. 2016), un élément important de la diète hivernale de cette population (Mosnier et al. 2003). Les grands massifs de résineux matures représentent une composante importante du paysage pour d'autres populations de caribous montagnards (Terry et al. 2000; App et al. 2001; Johnson et al. 2004), offrant un habitat productif en ressources alimentaires pour les caribous (Rominger et al. 1996) ainsi qu'une protection contre les prédateurs (Seip 1991; Wittmer et al. 2005b), les proies alternatives (Seip 1992; Stuart-Smith et al. 1997) et le dérangement humain (Apps et McLellan 2006). Nos résultats supportent ceux de Hansen et al. (2001), qui ont observé une diminution de la superficie en habitats de bonne qualité pour des caribous montagnards dans l'Ouest canadien, à la suite d'une augmentation des coupes forestières réalisées entre 1975 et 1997.

Augmentation de la qualité d'habitat des prédateurs

Nos résultats démontrent qu'à l'inverse du caribou, les activités forestières réalisées en périphérie de l'habitat légal ont contribué à améliorer la qualité relative d'habitat pour les prédateurs, particulièrement au cours des périodes d'élevage et de dispersion-fruits pour

le coyote, et au cours de l'été pour l'ours noir, ce qui correspond à la période de vulnérabilité des faons chez le caribou des bois (Leclerc et al. 2014). L'augmentation relative de la représentation des habitats de bonne qualité pour le coyote s'est avérée plus importante en s'éloignant de l'habitat légal, alors qu'elle était plus modeste pour l'ours noir. Ces gains sont principalement reliés à l'augmentation de la représentation des coupes < 20 ans entre 1989 et 2014 à l'extérieur de l'habitat légal; en effet, les résultats de nos analyses de sélection des ressources démontrent une forte affinité du coyote et de l'ours noir pour cette catégorie d'habitat. L'aménagement forestier intensif réalisé principalement par des coupes avec protection de la régénération et des sols (ci-après CPRS) depuis 1989 a été favorable à ces deux omnivores généralistes qui, habituellement, performant difficilement dans un milieu peu productif comme les forêts de résineux matures (Clark et al. 1994; Richer et al. 2002). Ainsi, le coyote et l'ours noir ont profité des peuplements en régénération qui succèdent aux CPRS et qui offrent une plus grande productivité d'arbustes fruitiers que les peuplements de forêts matures (Nadeau-Fortin et al. 2016), en plus d'offrir un habitat favorable aux originaux (Potvin et al. 2005), deux éléments centraux de la diète de ces prédateurs opportunistes en Gaspésie (Mosnier et al. 2008a; Boisjoly et al. 2010). Les liens établis entre les parterres forestiers aménagés et leur utilisation par les prédateurs confirment d'autres études portant sur l'ours noir (Brodeur et al. 2008) et le coyote (Kays et al. 2008) ailleurs dans l'aire de répartition de ces espèces. Des relations similaires ont été démontrées pour d'autres prédateurs comme le renard roux (*Vulpes vulpes*; Sidorovich et al. 2010) et la belette à longue queue (*Mustela frenata*; Sullivan et al. 1999) qui bénéficient de proies plus abondantes dans les coupes forestières.

La relation prédateurs-proie

Notre analyse spatiotemporelle suggère que le fort gradient spatial de qualité d'habitat généré par l'aménagement forestier s'étendant de l'habitat légal aux zones plus intensément perturbées impacte les interactions entre le caribou de la Gaspésie et ses prédateurs. Premièrement, des coyotes et des ours noirs peuvent se retrouver dans l'habitat légal en effectuant des déplacements hors de leur domaine vital (Boisjoly et al. 2010). La

probabilité de rencontres opportunistes avec un caribou s'en trouve ainsi accrue, en accord avec le concept de la prédation par débordement (*lib. spillover predation*; Oksanen et al. 1992; Oksanen et Schneider 1995). En effet, ce type de prédation est observé dans des paysages où les habitats utilisés par les prédateurs et les proies sont spatialement dissociés (Storch et al. 2005). Dans ces cas, la compétition élevée pour les ressources entre les prédateurs favorise la migration de certains individus dans des habitats moins favorables, suivant une dynamique source-puits mise en évidence dans des paysages où la qualité d'habitat est fortement hétérogène (Amezcuca et Holyoak 2000; Amarasekare et Nisbet 2001; Battin 2004). Ainsi des prédateurs peuvent se retrouver dans l'habitat légal, là où les interactions avec les caribous sont fréquentes (Mosnier et al. 2008b), mais le risque de mortalité y est plus élevé en raison du programme de contrôle des prédateurs (Crête et Desrosiers 1995). Finalement, la faible qualité d'habitat dans les zones perturbées limite la superficie disponible aux caribous pour s'alimenter et échapper aux prédateurs. Des études ont démontré que l'hétérogénéité du paysage induite par plusieurs décennies d'aménagement forestier pouvait mener à un piège écologique, où la sélection d'un habitat favorable (l'habitat légal) est associé à un risque de mortalité élevé (Schlaepfer et al. 2002; Battin 2004) en raison du fort potentiel de rencontre avec un prédateur.

Le gradient spatio-temporel d'aménagement et de protection

L'étude du gradient spatio-temporel des mesures de conservation et d'aménagement forestier dans la forêt gaspésienne a permis de tester des hypothèses claires portant sur l'évolution d'un paysage forestier aménagé intensivement. Le contraste entre le paysage forestier de l'aire protégée que constitue le parc national de la Gaspésie, où les activités forestières sont interdites depuis 1977, et ceux des zones ayant un fort gradient de perturbation en périphérie facilite l'identification des changements induits par l'aménagement forestier. La comparaison des changements de composition et de structure des paysages forestiers naturels et aménagés améliore ainsi notre compréhension des impacts de l'aménagement forestier intensif (Franklin et al. 2002; Boucher et al. 2009; Goetz et al. 2009). De plus, l'étude des impacts d'un tel gradient sur le système caribou –

coyote – ours noir en Gaspésie témoigne des changements importants de qualité d’habitat et d’interactions prédateurs-proies qui sont survenus au cours des 25 dernières années. Ces informations facilitent d’ailleurs l’identification d’éléments du paysage qui peuvent impacter la disponibilité des proies et l’efficacité des prédateurs (Gorini et al. 2012), deux variables qui influencent la probabilité de rencontre entre un prédateur et une proie (Sundell et al. 2003) et qui sont imperceptibles avec des approches centrées sur l’espèce (Ryall et Fahrig 2006).

Implications pour la conservation

Identifier les changements de composition et de structure des paysages forestiers qui favorisent l’augmentation d’abondance des proies et des prédateurs est essentiel pour concilier la conservation de la biodiversité et l’exploitation forestière. Notre étude suggère que l’aménagement forestier intensif peut causer la perte et la fragmentation des habitats de qualité pour des espèces de proies fortement associées à la forêt mature et augmenter la qualité d’habitat pour les prédateurs généralistes. Tout comme plusieurs autres études (Lindenmayer et Hobbs 2004; Lindenmayer et al. 2006; Lees et Peres 2008), nos résultats supportent l’importance du maintien, de la restauration et de la protection d’habitats favorables d’une espèce de proie à statut précaire. Pour le caribou de la Gaspésie, nous recommandons la conservation des forêts matures dans l’habitat légal et leur restauration dans les zones en périphérie, ce qui permettra de protéger son habitat en plus de limiter la quantité d’habitats favorables aux prédateurs dans le paysage. L’augmentation de la superficie couverte par les coupes intensives (c.-à-d. CPRS) et l’entremêlement plus important des coupes < 20 ans et des forêts matures résiduelles dans les zones en périphérie ont induit une hétérogénéité importante de qualité d’habitat dans le paysage. Ces changements confinent les caribous sur un territoire de faible superficie, principalement à l’intérieur du parc national de la Gaspésie, où la probabilité de rencontre avec un prédateur est élevée, ces prédateurs tirant profit des forêts aménagées qui ceinturent le parc. Conséquemment, réduire le contraste entre l’habitat légal et les territoires adjacents par l’utilisation de stratégies d’aménagement forestier davantage favorables au caribou qu’aux

prédateur (p. ex.: la coupe partielle ou la coupe à rétention variable; Nadeau-Fortin et al. 2016) semble être une avenue à prioriser pour limiter la prédation par débordement, la dynamique source-puits et le phénomène de piège écologique.

Remerciements

Nous remercions les différents organismes qui ont financé ce projet: les Fonds de Recherche du Québec – Nature et Technologies, la Fondation Canadienne pour l’Innovation, Environnement Canada, le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, la Société des Établissements de Plein Air du Québec, le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie au Canada (pour une subvention à la découverte octroyée à M.-H. St-Laurent), l’Université du Québec à Rimouski (UQAR), la Fondation de l’UQAR et le fond spécial de recherche (pour des bourses de recherche octroyées à M. Boudreau), le Centre d’Études Nordiques, la Fondation de la Faune du Québec et le Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles.

RÉFÉRENCES

- ABDI, H., 2007. The Bonferonni and Šidák corrections for multiple comparisons. *Encyclopedia of Measurement and Statistics* 3: 103-107.
- AMARASEKARE, P. & NISBET, R.M., 2001. Spatial heterogeneity, source-sink dynamics, and the local coexistence of competing species. *The American Naturalist* 158(6): 572-584.
- AMEZCUA, A.B. & HOLYOAK, M., 2000. Empirical evidence for predator–prey source–sink dynamics. *Ecology* 81(11): 3087-3098.
- APPS, C.D. & MCLELLAN, B.N., 2006. Factors influencing the dispersion and fragmentation of endangered mountain caribou populations. *Biological Conservation* 130(1): 84-97.
- APPS, C.D., MCLELLAN, B.N., KINLEY, T.A. & FLAA, J.P., 2001. Scale-dependant habitat selection by mountain caribou. Columbia Mountains, British Columbia. *The Journal of Wildlife Management* 65(1): 65-77.
- BAILLIE, J.E. M., HILTON-TAYLOR, C. & STUART, S.N. (ÉDITEURS), 2004. 2004 IUCN red list of threatened species. A global species assessment. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xxiv : 191 pp.
- BATTIN, J., 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18(6): 1482-1491.
- BAUDUIN, S., MCINTIRE, E., ST-LAURENT, M.-H. & CUMMING, S., 2016. Overcoming challenges of sparse telemetry data to estimate caribou movement. *Ecological Modelling* 335: 24-34.
- BECKER, C.G., FONSECA, C.R., HADDAD, C.F.B., BATISTA, R.F. & PRADO, P.I., 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318(5857): 1775-1777.
- BERGERUD A.T. & ELLIOT J.P., 1986 Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 64(7):1515–1529.
- BOISJOLY, D. OUELLET, J.-P. ET COURTOIS, R., 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *The Journal of Wildlife Management* 74(1): 3-11.

- BOUCHER, Y., ARSENEAULT, D., SIROIS, L. & BLAIS, L., 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* 24(2): 171-184.
- BOUCHER, Y., ARSENEAULT, D. & SIROIS, L., 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36(2): 505-517.
- BOUDREAU, F., 1981. *Écologie des étages alpin et subalpin du Mont-Jacques-Cartier, parc de la Gaspésie, Québec*. MSc. thèse, Département de phytologie, Université Laval, Québec, Quebec.
- BOYCE, M.S., VERNIER P.R., NIELSEN, S.E. & SCHMIEGELOW, F.K.A., 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157(2): 281–300.
- BROADBENT, E.N., ASNER, G.P., KELLER, M., KNAPP, D.E., OLIVEIRA, P.J. & SILVA, J.N., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 141(7): 1745-1757.
- BRODEUR, V., OUELLET, J.-P. COURTOIS R. & FORTIN D., 2008. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 86 (11): 1307-1316.
- BROWN, G.W., 2001. The influence of habitat disturbance on reptiles in a Box-Ironbark eucalypt forest of south-eastern Australia. *Biodiversity and Conservation* 10(2): 161-176.
- CAMPRODON, J. & BROTONS, L., 2006. Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. *Forest Ecology and Management* 221(1): 72-82.
- CARPENTER, J., ALDRIDGE, C. & BOYCE, M.S., 2010. Sage-Grouse habitat selection during winter in Alberta. *The Journal of Wildlife Management* 74(8): 1806-1814.
- CLARK, J.D., CLAPP, D.L., SMITH, K.G. & EDERINGTON, B., 1994. Black bear habitat use in relation to food availability in the interior highland of Arkansas. *International Association for Bear Research and Management* 9(1): 309-318.

- CLASON, A.J., LINDGREN, P.M. & SULLIVAN, T.P., 2008. Comparison of potential non-timber forest products in intensively managed young stands and mature/old-growth forests in south-central British Columbia. *Forest Ecology and Management* 256(11): 1897-1909.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada), 2011. Unités désignables du caribou (*Rangifer tarandus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 88 p.
- COURBIN, N., FORTIN, D., DUSSAULT, C. & COURTOIS, R., 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* 24(10): 1375-1388.
- CRÊTE M. & DESROSIERS, A., 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Quebec. *Canadian field-naturalist* 109(2): 227-235.
- CROOKS, K.R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- CUSHMAN, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128(2): 231-240.
- DIJAK, W.D. & THOMPSON III, F.R., 2000. Landscape and edge effects on the distribution of mammalian predators in Missouri. *The Journal of Wildlife management*: 209-216.
- DUPKE, C., BONENFANT, C., REINEKING, B., HABLE, R., ZEPPENFELD, T., EWALD, M. & HEURICH, M., 2016. Habitat selection by a large herbivore at multiple spatial and temporal scales is primarily governed by food resources. *Ecography* 39: 1-14.
- ECHEVERRÍA, C., NEWTON, A.C., LARA, A., BENAYAS, J.M. R. & COOMES, D.A., 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16(4): 426-439.
- ENVIRONNEMENT CANADA., 2015. Loi sur les espèces en péril - Rapport annuel de 2014. Ottawa, Ontario. En1-45/2012F: 52 p.
- ESRI., 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

- EVANS, K.L., 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146(1): 1-13.
- FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34(1): 487-515.
- FAHRIG, L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12(2): 346-353.
- FAILLE, G., OUELLET, J.-P., FORTIN, D., COURTOIS, R., ST-LAURENT, M.-H. & DUSSAULT, C., 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration?. *Biological Conservation* 143(1): 2840-2850.
- FALCUCCI, A., CIUCCI, P., MAIORANO, L., GENTILE, L. & BOITANI, L., 2009. Assessing habitat quality for conservation using an integrated occurrence mortality-model. *Journal of Applied Ecology* 46(3): 600-609.
- FESTA-BIANCHET, M., RAY, J.C., BOUTIN, S., CÔTÉ, S.D. & GUNN, A., 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89(5): 419-434.
- FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 265-280.
- FISHER, J.T. & WILKINSON, L., 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review* 35(1): 51-81.
- FITZSIMMONS M., 2003. Effects of deforestation and reforestation on landscape spatial structure in boreal Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management* 174(1): 577-592.
- FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations)., 2007. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome, Italy.
- FRANKLIN, J.F., SPIES, T.A., VAN PELT, R., CAREY, A.B., THORNBURGH, D.A., BERG, D.R., LINDENMAYER, D.B., HARMON, M.E., KEETON, W.S., SHAW, D.C. & BIBLE, K., 2002. Disturbance and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155(1): 399-423.
- FREY, S.N. & CONOVER, M.R., 2006. Habitat use by meso-predators in a corridor environment. *The Journal of Wildlife Management* 70(4): 1111-1118.

- GARDNER, T.A., RIBEIRO-JÚNIOR, M.A., BARLOW, J.O.S., ÁVILA-PIRES, T.C.S., HOOGMOED, M.S. & PERES, C.A., 2007. The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology* 21(3): 775-787.
- GAUDRY, W., 2013. Impacts des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire de maîtrise. Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec.
- GIBSON, L., LEE, T.M., KOH, L.P., BROOK, B.W., GARDNER, T.A., BARLOW, J., PERES, C.A., BRADSHAW, C.J., LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E. & SODHI, N.S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478(7369): 378-381.
- GILLIES, C.S., HEBBLEWHITE, M., NIELSEN, S.E., KRAWCHUK, M.A., ALDRIGE, C.L., FRAIR, J.L., SAHER, D.J., STEVENS, C.E. & JERDE, C.L., 2006. Application of random effects to the study of resource selection by animals. *Journal of Animal Ecology* 75(4): 887-898.
- GOETZ, S.J., JANTZ, P. & JANTZ, C.A., 2009. Connectivity of core habitat in the Northeastern United States: Parks and protected areas in a landscape context. *Remote Sensing of Environment* 113(7): 1421-1429.
- GORINI, L., LINNELL, J.D., MAY, R., PANZACCHI, M., BOITANI, L., ODDEN, M. & NILSEN, E., 2012. Habitat heterogeneity and mammalian predator-prey interactions. *Mammal Review* 42(1): 55-77.
- GUSTAFSON, E., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art?. *Ecosystems* 1(2): 143-156.
- HANSEN, M.J., FRANKLIN, S.E., WOODSMA, C.G. & PETERSON, M., 2001. Caribou habitat mapping and fragmentation analysis using Landsat MSS, TM and GIS data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada. *Remote Sensing of Environment* 77(1): 50-65.
- HAYES, J.P., WEIKEL, J.M. & HUSO, M.M., 2003. Response of birds to thinning young douglas-fir forests. *Ecological Applications* 13(5): 1222-1232.
- HEROLD, M., SCEPAN, J. & CLARKE, K.C., 2002. The use of remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land uses. *Environment and Planning A* 34(8): 1443-1458.

- HIK, D.S., 1995. Does risk of predation influence population dynamics? Evidence from cyclic decline of snowshoe hares. *Wildlife Research* 22(1): 115-129.
- HINS, C., OUELLET, J.-P., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management* 257: 636-643.
- HOULE, M., FORTIN, D., DUSSAULT, C., COURTOIS, R. & OUELLET, J.-P., 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. *Landscape Ecology* 25(3): 419-433.
- JOHNSON, C.J., BOYCE, M.S., CASE, R.L., CLUFF, H.D., GAU, R.J. GUNN, A. & MULDER, R., 2005. Cumulative effects of human developments on arctic wildlife. *Wildlife Monographs*: 1-36.
- JOHNSON, C.J., SEIP, D.R. & BOYCE, M., 2004. A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 41(2): 238-251.
- KAYS, R.W., GOMPPER, M.E. & RAY, J.C., 2008. Landscape ecology of eastern coyotes based on large-scale estimates of abundance. *Ecological Applications* 18(4): 1014-1027.
- KINDALL, J.L. & MANEN, F.T., 2007. Identifying habitat linkages for American black bears in North Carolina, USA. *The Journal of Wildlife Management* 71(2): 487-495.
- KOSKIMÄKI, J., HUITU, O., KOTIAHO, J. S., LAMPILA, S., MÄKELÄ, A., SULKAVA, R. & MÖNKKÖNEN, M., 2014. Are habitat loss, predation risk and climate related to the drastic decline in a Siberian flying squirrel population? A 15-year study. *Population Ecology* 56(2): 341-348.
- KOUKI, J., LÖFMAN, S., MARTIKAINEN, P., ROUVINEN, S. & UOTILA, A., 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(S3): 27-37.
- LALONDE, M., CHOUINARD, D., LAMOUREUX, J., LEBLANC, F., GAGNE, L. & MAURI, E., 2013. Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie (3^e édition) 2013-2018. Direction générale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et du Bas-Saint-Laurent. MRN, Québec: 29 p.

- LARIVIÈRE, S. & MESSIER, F., 1998. Effect of density and nearest neighbours on simulated waterfowl nests: can predators recognize high-density nesting patches?. *Oikos* 83: 112-20.
- LEBLOND, M., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 2014. Development and validation of an expert-based suitability model to support boreal caribou conservation. *Biological Conservation* 177: 100-108.
- LECLERC, M., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.H., 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* 176(1): 297-306.
- LEES, A.C. & PERES, C.A., 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22(2): 439-449.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L., 2012. Chapter 13: Spatial Analysis. Dans Legendre, P. et Legendre, P. (dir.). *Numerical Ecology*. Third English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- LENTH, R.V., 2016. Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software* 69(1): 1-33.
- LESMERISES, R., OUELLET, J.-P., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: conservation lessons for woodland caribou. *Ecology and Evolution* 3(9): 2880-2891.
- LINDENMAYER, D.B., 2009. Forest wildlife management and conservation. 2009. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162(1): 284-310.
- LINDENMAYER, D.B., FRANKLIN, J.F. & FISCHER, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131(3): 433-445.
- LINDENMAYER, D.B. & HOBBS, R.J., 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests—a review. *Biological Conservation* 119(2): 151-168.
- LUCK, G.W. & KORODAJ, T.N., 2008. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2688-2697.
- MALT, J. & LANK, D.B., 2007. Temporal dynamics of edge effects on nest predation risk for the Marbled Murrelet. *Biological Conservation* 140(1): 160-173.

- MANLY, B.F.J., MCDONALD, L., THOMAS, D., MCDONALD, T.L. & ERICKSON, W.P., 2002. Resource selection by animals, 2nd edition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 221 p.
- MCCLENNEN, N., WIGGLESWORTH, R.R., ANDERSON, S.H. & WACHOB, D.G., 2001. The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyote (*Canis latrans*). The American Midland Naturalist 146(1): 27-36.
- MFFP (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs)., 2014. Cartes écoforestières numériques du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie. Direction de la recherche forestière du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Québec.
- MOISAN, G., 1957. Le caribou de Gaspé III. Analyse de la population et plan d'aménagement. Naturaliste Canadien 84: 5-27.
- MORIN, M., 2016. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) – Automne 2016. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine: 9 p.
- MÖRTBERG, U. & WALLENTINUS, H.G., 2000. Red-listed forest bird species in an urban environment—assessment of green space corridors. Landscape and Urban Planning 50(4): 215-226.
- MOSNIER, A. OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 2008a. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. Ecoscience 15(4): 485-497.
- MOSNIER, A., BOISJOLY, D. COURTOIS, R. & OUELLET, J.-P., 2008b. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. The Journal of Wildlife Management 72(2): 483-491.
- MOSNIER, A., OUELLET, J.-P., SIROIS, L. & FOURNIER, N., 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. Canadian Journal of Zoology 81(7): 1174-1184.
- MURCIA, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology & Evolution 10(2): 58-62.
- MYKRÄ, S., KURKI, S. & NIKULA, A., 2000. The spacing of mature forest habitat in relation to species-specific scales in managed boreal forests in NE Finland. In *Annales Zoologici Fennici*. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board: 79-91.

- NADEAU-FORTIN, M.-A., SIROIS, L. & ST-LAURENT, M.-H., 2016. Extensive forest management contributes to maintain suitable habitat characteristics for the endangered Atlantic-Gaspésie caribou. *Canadian Journal of Forest Research* 46(7): 1-10.
- O'BRIEN, D., MANSEAU, M., FALL, A. & FORTIN, M.-J., 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* 130(1): 70-83.
- OKSANEN, T. & SCHNEIDER, M., 1995. Predator-prey dynamics as influenced by habitat heterogeneity. In: Lidicker, W.Z. (ed.), *Landscape approaches in mammalian ecology and conservation*. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN: 122-150.
- OKSANEN, T., OKSANEN, L. & GYLLENBERG, M., 1992. Exploitation ecosystems in heterogeneous habitat complexes II: impact of small-scale heterogeneity on predator-prey dynamics. *Evolutionary Ecology* 6(5): 383-398.
- OUELLET, J.-P. FERRON, J. & SIROIS, L., 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 74(10): 1922-1933.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L., HJÄLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., BIJLSMA, R.J., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÀ, M.-T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K. & VIRTANEN, R., 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24(1): 101-112.
- PAYETTE, S., 1974. Classification écologique des formes de croissances de *Picea glauca* (Moench.) Voss et de *Picea mariana* (Mill) BSP en milieux subarctiques et subalpins. *Naturaliste Canadien* 113: 347-354.
- POTVIN, F., BRETON, L. & COURTOIS, R., 2005. Response of beaver, moos and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* 35(1): 151-160.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016. A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna.
- REMPEL, R.S., KAUKINEN, D. & CARR, A.P., 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.

- REYNOLDS, H.V.III., GARNER, G.W. & REYNOLDS, H.V., 1987. Patterns of grizzly bear predation on caribou in northern Alaska. International Association for Bear Research and Management: 9 p.
- RICHER, M.-C., CRÊTE, M. & OUELLET, J.-P., 2002. The low performance of forest versus rural coyote in northeastern North America: Inequality between presence and availability of prey. *Écoscience* 9(1): 44-54.
- ROHM, J.H., NIELSEN, C.K. & WOOLF, A., 2007. Survival of White-Tailed Deer Fawns in Southern Illinois. *The Journal of Wildlife Management* 71(3): 851-860.
- ROMINGER, E.M., ROBINS, C.T. & EVANS, M.A., 1996. Winter foraging ecology of woodland caribou in northeastern Washington. *The Journal of Wildlife Management* 60: 719-728.
- RYALL, K.L. & FAHRIG, L., 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology* 87(5): 1086-1093.
- SCHLAEPFER, M.A., RUNGE, M.C. & SHERMAN, P.W., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution* 17(10): 474-480.
- SCHMIEGELOW, F.K. & MÖNKKÖNEN, M., 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* 12(2): 375-389.
- SCHNEIDER, M.F., 2001. Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology* 38(4): 720-735.
- SCHULTZ, D.J., MLADENOFF, T.R., CROW, L.C., MERRICK, D.T. & CLELAND, D. T., 2007. Homogenization of northern US Great Lakes forests due to land use. *Landscape Ecology* 22(7): 1089-1103.
- SEIP, D.R., 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70(8): 1494-1503.
- SEIP, D.R., 1991. Predation and caribou populations. *Rangifer* 11(4): 46-52.
- SIDOROVICH, V.E., SIDOROVICH, A.A. & KRASKO, D.A., 2010. Effect of felling on red fox (*Vulpes vulpes*) and pine marten (*Martes martes*) diets in transitional mixed forest in Belarus. *Mammalian Biology* 75(5): 399-411.

- SIROIS, L. & GRANDTNER, M.M., 1992. A phyto-ecological investigation of the Mount Albert serpentine plateau. *In* The ecology of areas with serpentized rocks. *Edited by* B.A. Roberts and J. Proctor. Kluwer Academic Publishers, Netherlands: 115-133.
- SORACE, A. & GUSTIN, M., 2009. Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape and Urban Planning* 90(3): 111-118.
- STENECK, R.S., GRAHAM, M.H., BOURQUE, B.J. & CORBETT, D., 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation* 29(4): 436-459.
- ST-LAURENT, M.-H., OUELLET, J.-P., MOSNIER, A., BOISJOLY, D. & COURTOIS R., 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou?. *Naturaliste Canadien* 133(3): 6-14.
- ST-LAURENT, M.-H., FERRON, J., HINS, C. & GAGNON, R., 2007. Effects of residual stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in logged boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 37(8): 1298-1309.
- STENECK, R.S., GRAHAM, M.H., BOURQUE, B.J., CORBETT, D., ERLANDSON, J.M., ESTES, J.A. & TEGNER, M.J., 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation* 29(04): 436-459.
- STONE, I., OUELLET, J.-P., SIROIS, L., ARSENEAU, M.-J. & ST-LAURENT, M.-H., 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2733-2742.
- STORCH, I., WOITKE, E. & KRIEGER, S., 2005. Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20(8): 927-940.
- STUART-SMITH, A.K., BRADSHAW, C.J., BOUTIN, S., HEBERT, D.M. & RIPPIN, A.B., 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *The Journal of Wildlife Management*: 622-633.
- SULLIVAN, T.P., LAUTENSCHLAGER, R.A. & WAGNER, R.G., 1999. Clearcutting and burning of northern spruce-fir forests: implications for small mammal communities. *Journal of Applied Ecology* 36(3): 327-344.

- SUNDELL, J., ECCARD, J.A., TIILIKAINEN, R. & YLÖNEN, H., 2003. Predation rate, prey preference and predator switching: experiments on voles and weasels. *Oikos* 101(3): 615-623.
- TERRY, E.L., MCLELLAN, B.N. & WATTS, G.S., 2000. Winter habitat ecology of mountain caribou in relation to forest management. *Journal of Applied Ecology*, 37(4): 589-602.
- THOGMARTIN, W.E. & SCHAEFFER, B.A., 2000. Landscape attributes associated with mortality events of wild turkeys in Arkansas. *Wildlife Society Bulletin* (1973-2006) 28(4): 865-874.
- TRANI, M.K. & GILES, R.H.JR., 1999. An analysis of deforestation: Metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management* 114(2): 459-470.
- VAN HORNE, B. & WIENS, J. A. 1991. Forest bird habitat suitability models and the development of general habitat models. US Fish and Wildlife Service, Washington (DC): 31p.
- VORS, L.S. & BOYCE, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15(11): 2626-2633.
- WHITTINGTON, J., HEBBLEWHITE, M., DECESARE, N.J., NEUFELD, L., BRADLEY, M., WILMSHURST, J. & MUSIANI, M., 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48(6): 1535-1542.
- WIEGAND, T., REVILLA, E. & MOLONEY, K.A., 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology* 19(1): 108-121.
- WITTMER, H.U. AHRENS, R.N.M. & MCLELLAN, B.N., 2010. Viability of mountain caribou in British Columbia, Canada: Effects of habitat change and population density. *Biological Conservation* 143(1): 86-93.
- WITTMER, H.U., MCLELLAN, B.N., SERROUYA, R. & APPS, C.D., 2007. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76(3): 568-579.
- WITTMER, H.U., MCLELLAN, B.N., SEIP, S.D., YOUNG, J.A., KINLEY, T.A., WATTS, G.S. & HAMILTON, D., 2005a. Population dynamics of the endangered mountain ecotype of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 83(3):407-418.

WITTMER, H.U., SINCLAIR, A.R.E. & MCLELLAN, B.N., 2005b. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 144(2): 257-267.

Tableau 1. Catégories d'habitat forestier et de structures linéaires utilisées pour évaluer l'utilisation de l'habitat pour le caribou avec des modèles de fonction de sélection des ressources. Les polygones des cartes écoforestières et les structures linéaires sont catégorisés selon la description présentées et permettent d'estimer des valeurs relatives de qualité d'habitat pour différentes périodes.

Catégories	Description
<i>Habitats forestiers</i>	
Plateaux de dénudés secs	Les plateaux de dénudés secs et les landes à lichens caractérisés par une végétation alpine et de krummholz
Résineux matures	Les peuplements forestiers dominés par un couvert résineux âgés de ≥ 50 ans
Résineux immatures	Les peuplements forestiers dominés par un couvert résineux âgés de 20 à 50 ans
Mélangés matures	Les peuplements forestiers dominés par un couvert mélangé âgés de ≥ 50 ans
Mélangés immatures	Les peuplements forestiers dominés par un couvert mélangé âgés de 20 à 50 ans
Feuillus	Les peuplements forestiers dominés par un couvert feuillu âgés de ≥ 50 ans
Coupes forestières	Les coupes forestières totales et partielles âgées de ≤ 20 ans
Perturbations naturelles	Les peuplements forestiers impactés par une perturbation naturelle âgée de ≤ 20 ans
Autres polygones	Les lignes de transport d'énergie, les terres agricoles, les milieux physiques fortement ou faiblement perturbés par les activités humaines et les plans d'eau
<i>Structures linéaires</i>	
Routes	Les routes primaires et secondaires pavées utilisées quotidiennement par des véhicules motorisés
	Les chemins empruntés uniquement par les randonneurs et les skieurs, et où l'utilisation de véhicules motorisés n'est pas permise
Sentier de randonnée	

Tableau 2. Catégories d'habitat forestier et de structures linéaires utilisées pour estimer la qualité de l'habitat pour le coyote et l'ours noir avec les résultats des modèles de fonction de sélection des ressources réalisés par Gaudry (2013). Les polygones des cartes écoforestières et les structures linéaires sont catégorisés selon la description présentées et permettent d'estimer des valeurs relatives de qualité d'habitat pour différentes périodes.

Catégories	Description
<i>Habitats forestiers</i>	
Résineux matures	Les peuplements forestiers dominés par un couvert résineux âgés de ≥ 50 ans
Résineux immatures	Les peuplements forestiers dominés par un couvert résineux âgés de 20 à 50 ans
Mélangés-Feuillus	Les peuplements forestiers dominés par un couvert mélangé ou feuillu âgés de plus de 20 ans
Coupe 0-5 ans (Coyote)	Les coupes forestières totales âgées de ≤ 5 ans
Coupe 6-20 ans (Coyote)	Les coupes forestières totales âgées de ≥ 6 ans et de ≤ 20 ans
Coupe 0-20 ans (Ours noir)	Les coupes forestières totales âgées de ≤ 20 ans
Coupes partielles 0-20 ans	Les coupes forestières partielles âgées de ≤ 20 ans
Perturbations naturelles	Les peuplements forestiers impactés par une perturbation naturelle âgée de ≤ 20 ans
Toundra alpine (Ours noir)	Les plateaux de dénudés secs et humides et les landes à lichens caractérisés par une végétation alpine et de krummholz situé à plus de 700 mètres d'altitude
<i>Structures linéaires</i>	
Routes	Les routes primaires et secondaires utilisées quotidiennement par des véhicules motorisés
Chemins forestiers et sentiers de randonnée	Les chemins forestiers, les chemins d'hiver et les chemins accessibles par camions, véhicules tout-terrain (quad) en été et motoneiges en hiver et les chemins empruntés uniquement par les randonneurs et les skieurs, et où l'utilisation de véhicules motorisés n'est pas permise

Tableau 3. Description des métriques de paysage identifiées pour décrire les changements de composition et de structure du paysage forestier au Bas-St-Laurent et de la Gaspésie (Québec, Canada) entre 1989 et 2014. (S_P : Superficie couverte par une catégorie de peuplements forestiers dans la zone étudiée; S_T : Superficie totale du paysage forestier dans la zone étudiée; N_P : Nombre de peuplements d'une catégorie de peuplement forestier dans la zone étudiée; P_T : Périmètre de chaque peuplement forestier dans la zone étudiée).

	Échelles	Métriques de paysage	Description
Composition	Résineux matures	Représentation dans le paysage (%)	$(S_P / S_T) \times 100$
	Coupes 0-20 ans	Représentation dans le paysage (%)	$(S_P / S_T) \times 100$
Structure	Résineux matures	Importance relative du plus grand peuplement (%)	$(S_P \text{ du plus grand peuplement} / S_T) \times 100$
	Résineux matures	Représentation de la forêt d'intérieur (%)	$\Sigma \text{ de la superficie de l'habitat d'intérieur de chaque peuplement} / 100$
	Coupes 0-20 ans	Distance minimale moyenne au plus proche voisin (m)	$\Sigma \text{ des distances minimales entre chaque peuplements} / N_P$
	Paysage	Densité de bordure (m/ha)	$\Sigma P_T / S_T$

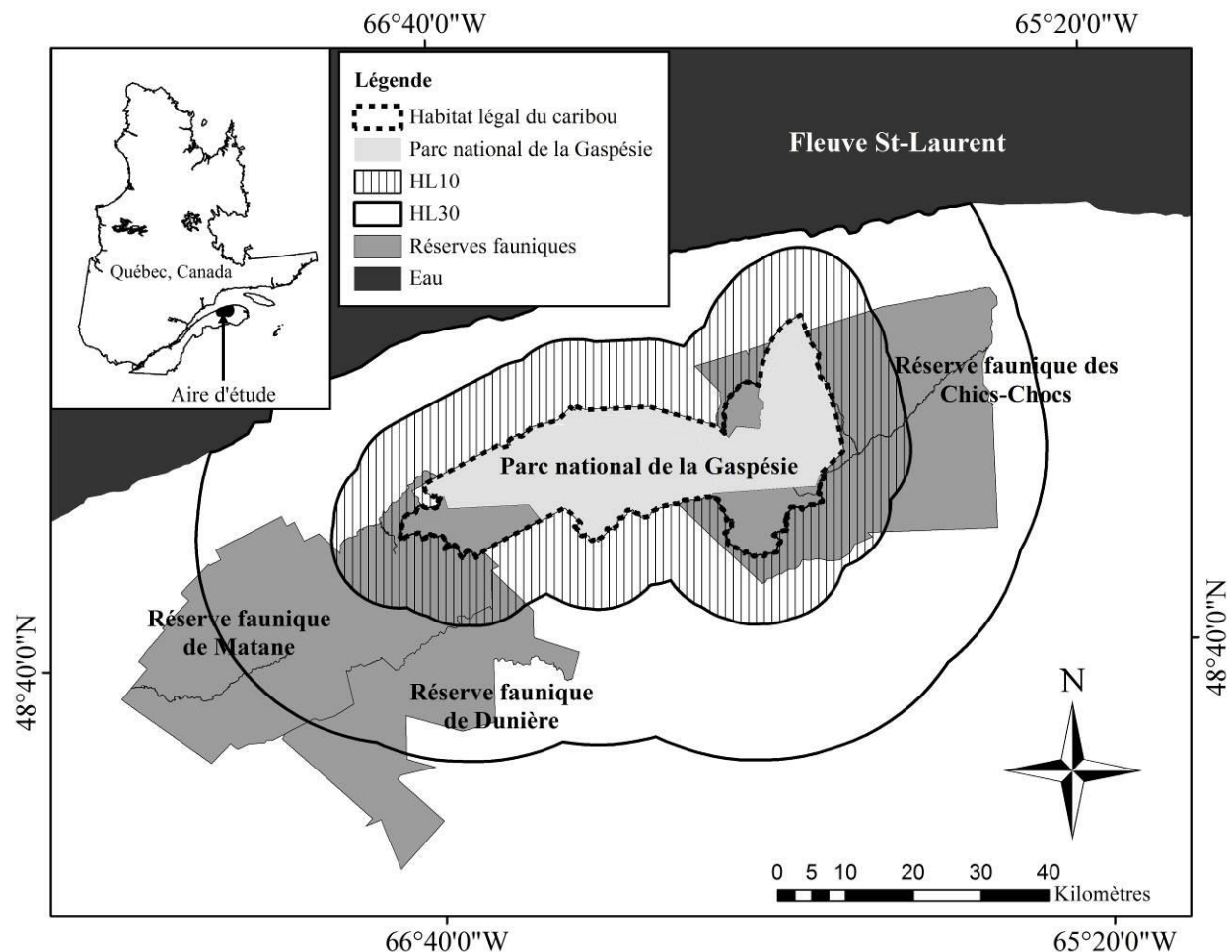


Figure 1. Localisation de l'aire d'étude dans l'est du Québec (encadré de gauche), qui chevauche les régions du Bas-St-Laurent et de la Gaspésie, au sud-est du fleuve St-Laurent. La carte montre les limites du parc national de la Gaspésie, les réserves fauniques adjacentes et la délimitation des trois zones qui sont étudié : 1) l'habitat légal du caribou (ci-après HL; 1025 km²); 2) une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal (ci-après HL10; 2164 km²); cette zone correspond à l'aire d'application du nouveau plan d'aménagement forestier spécialement conçu pour l'aire de fréquentation du caribou ; 3) une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10 (ci-après HL30; 4548 km²); cette zone a été définie arbitrairement selon les limitations du fleuve Saint-Laurent au nord et des observations de caribou à l'extérieur des deux zones décrites précédemment.

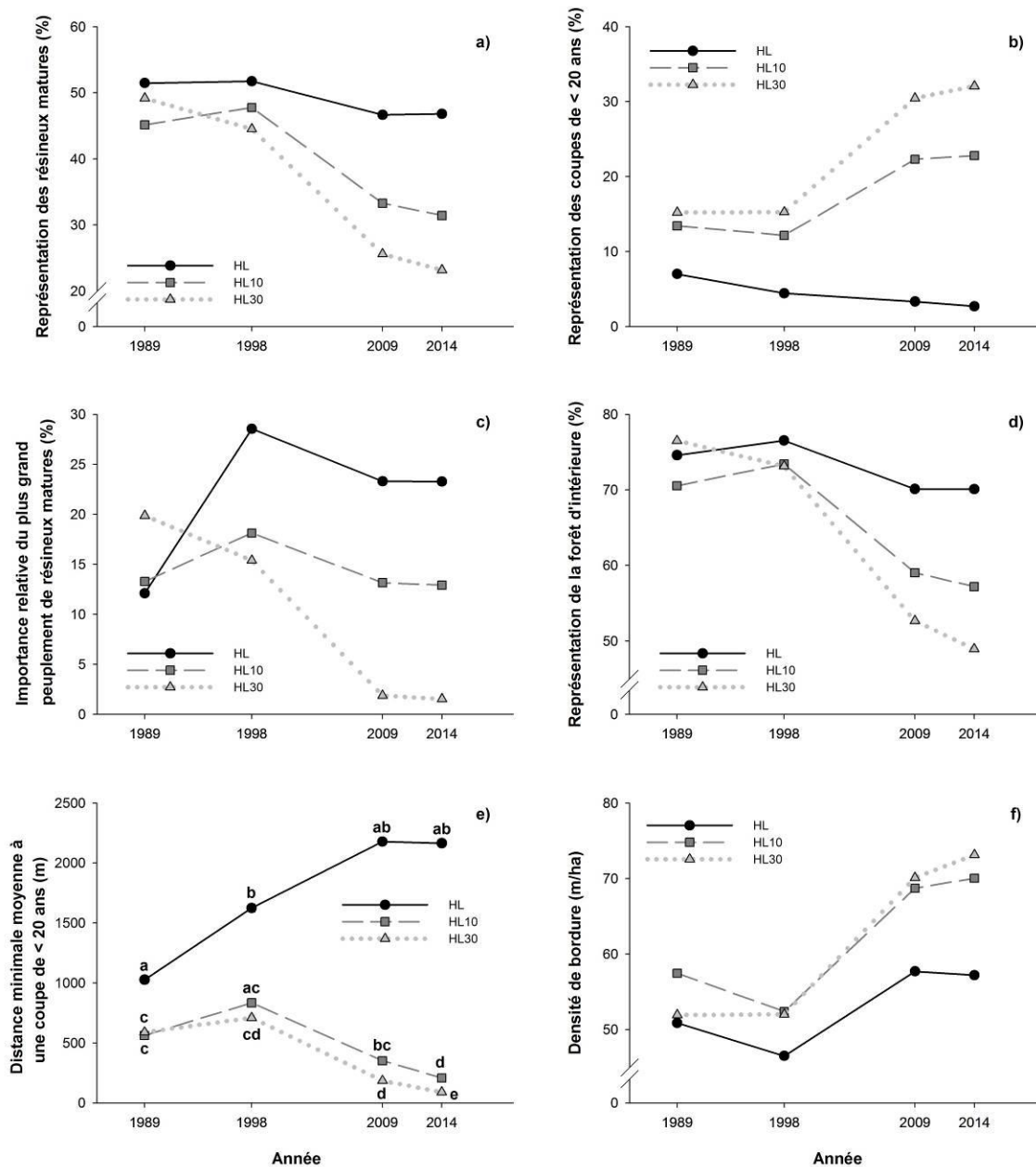


Figure 2. Évolution de (a) la représentation des résineux matures (%), (b) la représentation des coupes < 20 ans (%), (c) l'importance relative du plus grand peuplement de résineux matures (%), (d) la représentation de la forêt d'intérieur de résineux matures (%), (e) la distance minimale moyenne à une coupe < 20 ans (m) (les lettres indiquent les résultats de l'analyse de comparaisons multiples de Tukey), (f) la densité de bordure (m/ha) entre 1989 et 2014 dans les

différentes zones étudiées (HL : Habitat légal, HL10 : zone comprise entre les limites de l'habitat légal et d'une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal, HL30: une zone comprise entre les limites d'une zone tampon de 10 km et une de 30 km en périphérie de l'habitat légal).

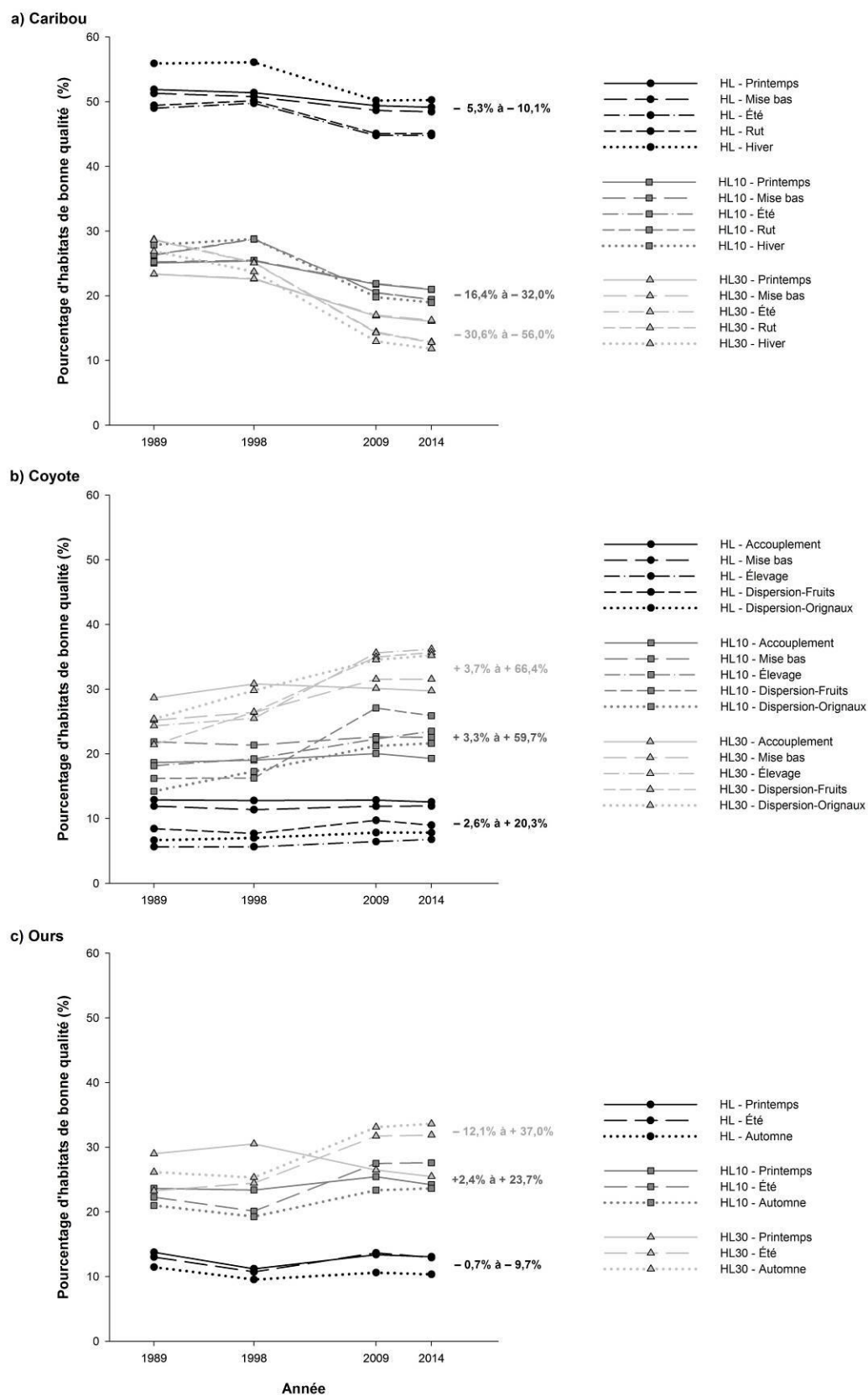
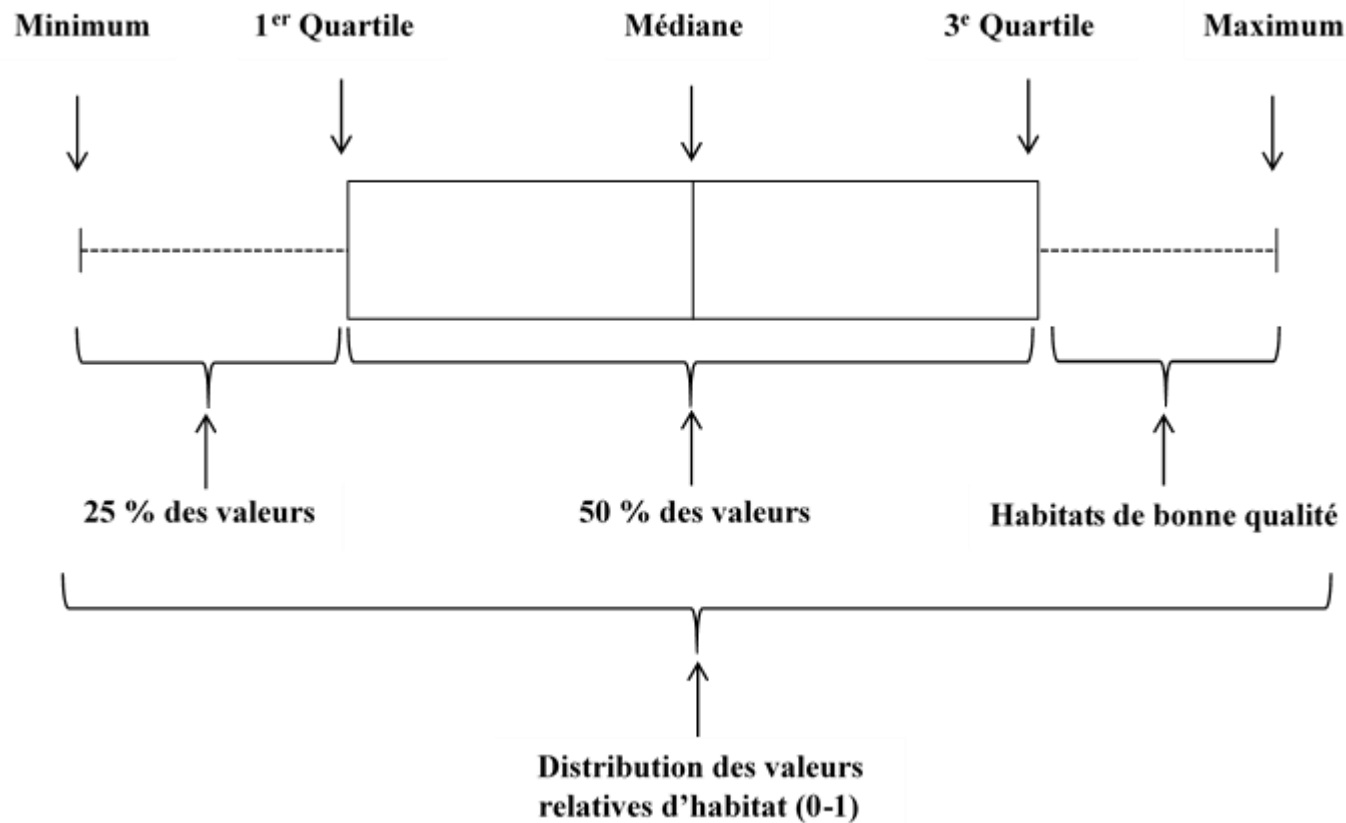


Figure 3. Évolution du pourcentage d'habitat de bonne qualité (>75^e percentile) dans les

différentes zones pour le caribou (a), le coyote (b) et l'ours noir (c) entre 1989 et 2014 dans les différentes zones étudiées (HL : Habitat légal, HL10 : zone comprise entre les limites de l'habitat légal et d'une zone tampon de 10 km en périphérie, HL30: une zone comprise entre les limites d'une zone tampon de 10 km et une de 30 km en périphérie de l'habitat légal).

Annexe A: Détermination des habitats de bonne qualité selon la méthode préconisée par Falcucci et al. (2007). Pour chaque distribution de valeurs relatives (0-1) de qualité d'habitat estimées, une valeur limite qui correspond au 4^e quartile (25% supérieur) pour une période détermine la quantité et la position des habitats considérés de bonne qualité.



Annexe B.1: Résultat de l'analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs avec correction de Bonferroni qui teste l'influence de la zone et de l'année sur la distance minimale moyenne à une coupe < 20 ans la plus proche dans les zones HL, HL10 et HL30 en 1989, 1998, 2009 et 2014. (HL : Habitat légal du caribou de la Gaspésie, HL10 : Une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal du caribou, HL30 : Une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10).

	Degré de liberté	Somme des carrés	Moyenne des carrés	Valeur de F	Valeur de P ajustée
Zone	2	$1,12 \times 10^{10}$	$5,58 \times 10^9$	6486,39	< 0,001
Année	3	$1,49 \times 10^9$	$4,97 \times 10^8$	577,09	< 0,001
Zone x Année	6	$2,10 \times 10^9$	$3,49 \times 10^8$	405,92	< 0,001
Total	50436	$4,34 \times 10^{10}$	$8,61 \times 10^5$		

Annexe B.2: Résultat de l'analyse de contraste de Tukey visant à évaluer les différences significatives entre les interactions Zone x Année sur la distance minimale moyenne à une coupe < 20 ans la plus proche estimée. Les valeurs moyennes qui ne sont pas dans le même groupe (c.-à-d. lettre différentes) sont différentes. (HL : Habitat légal du caribou de la Gaspésie, HL10 : Une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal du caribou, HL30 : Une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10).

Zone	Année	Moyenne des moindres carrés	Erreur-type	Degré de liberté	IC 95% inférieur	IC 95 % supérieur	Groupes
HL	1989	1026,30	28,86	50436	969,73	1082,88	a
HL	1998	1624,09	31,18	50436	1562,96	1685,21	b
HL	2009	2177,99	22,55	50436	2133,80	2222,18	ab
HL	2014	2164,90	22,69	50436	2120,41	2209,38	ab
HL10	1989	561,79	17,98	50436	526,54	597,04	c
HL10	1998	834,02	20,43	50436	793,97	874,08	ac
HL10	2009	350,73	14,13	50436	323,03	378,42	bc
HL10	2014	207,64	13,17	50436	181,81	233,46	d
HL30	1989	589,10	12,59	50436	564,42	613,78	c
HL30	1998	709,67	14,05	50436	682,12	737,21	cd
HL30	2009	185,05	9,54	50436	166,35	203,75	d
HL30	2014	88,33	8,49	50436	71,69	104,98	e

Annexe C.1: Coefficients (β) et intervalle de confiance (IC 95 %) des meilleurs modèles de sélection d'habitat élaborés à partir des données télémétriques ($n = 43$ ind.) de 2013 à 2016 et utilisés pour évaluer la qualité d'habitat du caribou en Gaspésie (Québec, Canada) entre 1989 à 2014. Les coefficients dont l'intervalle de confiance n'incluait pas le zéro sont montrés en gras. r_s : coefficient de corrélation de Spearman provenant de la validation croisée. N : nombre de localisations par période.

Variables	Printemps ($N=2603$) ($r_s = 0,95 \pm 0,02$) β [IC 95%]	Mise bas ($N=1974$) ($r_s = 0,98 \pm 0,01$) β [IC 95%]	Été ($N=4028$) ($r_s = 0,99 \pm 0,01$) β [IC 95%]	Rut ($N=2005$) ($r_s = 0,98 \pm 0,01$) β [IC 95%]	Hiver ($N=14\ 264$) ($r_s = 0,99 \pm 0,01$) β [IC 95%]
<i>Ordonnée à l'origine</i>	-2,847 [-3,911; -1,784]	-3,650 [-4,742; -2,558]	-7,290 [-8,118; -6,462]	-4,217 [-5,270; -3,165]	-2,960 [-3,653; -2,265]
<i>Habitat¹</i>					
Résineux 20-50 ans	-0,469 [-0,606; -0,331]	-0,463 [-0,601; -0,325]	-2,711 [-2,900; -2,522]	-2,402 [-2,619; -2,184]	-0,444 [-0,487; -0,402]
Mélangés 20-50 ans	-0,547 [-0,685; -0,410]	-0,555 [-0,692; -0,417]	-2,188 [-2,363; -2,014]	-2,464 [-2,730; -2,198]	-1,087 [-1,137; -1,037]
Mélangés > 50 ans	0,071 [-0,039; 0,181]	0,069 [-0,041; 0,193]	-2,489 [-2,672; -2,305]	-1,699 [-1,881; -1,517]	-1,135 [-1,179; -1,090]
Feuillus > 20 ans	-0,741 [-0,930; -0,552]	-0,746 [-0,935; -0,558]	-1,688 [-1,894; -1,482]	-4,233 [-5,123; -3,343]	-2,310 [-2,411; -2,208]
Coupes totales et partielles 0-20 ans	-0,649 [-0,744; -0,524]	-0,655 [-0,780; -0,530]	-1,546 [-1,645; -1,446]	-1,854 [-2,004; -1,705]	-2,544 [-2,618; -2,470]
Perturbations naturelles	-0,136 [-0,322; 0,050]	-0,138 [-0,324; 0,049]	-3,142 [-3,512; -2,771]	-1,778 [-2,080; -1,476]	-0,644 [-0,710; -0,577]
Dénudés secs	4,346 [4,216; 4,476]	4,353 [4,223; 4,483]	3,737 [3,659; 3,815]	3,525 [3,418; 3,631]	2,795 [2,748; 2,843]
Autres polygones	1,101 [0,888; 1,313]	1,161 [0,946; 1,377]	1,546 [1,423; 1,663]	1,226 [1,061; 1,391]	-0,183 [-0,274; -0,092]
<i>Topographie</i>					
Pente	0,283 [0,262; 0,304]	0,282 [0,261; 0,302]	-0,214 [-0,232; -0,197]	-0,249 [-0,276; -0,223]	0,204 [0,196; 0,212]
<i>Structure linéaire</i>					
Routes ²	1,234 [1,048; 1,420]	1,995 [1,705; 2,285]	7,090 [6,631; 7,548]	4,430 [4,105; 4,754]	2,343 [2,227; 2,458]
Sentiers ³	0,007 [0,005; 0,019]	0,007 [-0,005; 0,019]	0,158 [0,150; 0,166]	0,133 [0,122; 0,144]	0,097 [0,093; 0,101]

¹ Les résineux matures ont été utilisés comme catégorie de référence pour toutes les périodes.

² Distance minimale à une route transformée par une fonction déclinante avec des valeurs de $\alpha = 250$ pour le printemps et le rut, de $\alpha = 100$ pour la mise bas, l'été et l'hiver.

³ Densité de sentiers de randonnée dans une zone tampon de 1000 mètres pour toutes les périodes.

Annexe C.2: Coefficients (β) et intervalle de confiance (IC 95 %) des meilleurs modèles de sélection d'habitat élaborés à partir des données télémétriques ($n = 16$ ind.) de 2002 à 2004 et utilisés pour évaluer la qualité d'habitat du coyote en Gaspésie (Québec, Canada) entre 1989 à 2014. Les coefficients dont l'intervalle de confiance n'incluait pas le zéro sont montrés en gras. r_s : coefficient de corrélation de Spearman provenant de la validation croisée. N : nombre de localisations par période.

Variables	Accouplement ($N=3282$) ($r_s=0,66 \pm 0,08$) β [IC 95%]	Mise bas ($N=1988$) ($r_s=0,68 \pm 0,09$) β [IC 95%]	Élevage ($N=2328$) ($r_s=0,83 \pm 0,06$) β [IC 95%]	Dispersion-fruits ($N=2482$) ($r_s=0,80 \pm 0,08$) β [IC 95%]	Dispersion-original ($N=7413$) ($r_s=0,89 \pm 0,08$) β [IC 95%]
<i>Ordonnée à l'origine</i>	0,638 [0,203; 1,073]	0,682 [0,096; 1,267]	-1,627 [-2,385; -0,869]	-0,583 [-0,961; -0,206]	-0,068 [-0,454; -0,319]
Habitat¹					
Résineux 20-50 ans	-0,118 [-0,392; 0,156]	0,866 [0,536; 1,196]	1,149 [0,783; 1,516]	-0,044 [-0,360; 0,272]	0,914 [-0,748; 1,080]
Mélangés-Feuillus 20-50 ans	-0,206 [-0,443; 0,031]	0,789 [0,519; 1,060]	1,309 [1,016; 1,603]	0,121 [-0,118; 0,360]	0,588 [0,438; 0,738]
Autres polygones	0,087 [-0,452; 0,625]	1,782 [0,980; 2,584]	1,216 [0,434; 1,998]	0,298 [-0,383; 0,980]	0,879 [0,476; 1,282]
Coupes 0-5 ans	-0,591 [-1,386; 0,203]	0,082 [-0,685; 0,849]	1,185 [0,246; 2,125]	0,457 [-0,293; 1,206]	-0,830 [-1,409; -0,250]
Coupes 6-20 ans	-0,022 [-0,204; 0,160]	0,494 [0,235; 0,752]	0,929 [0,653; 1,205]	0,678 [0,461; 0,895]	0,787 [0,660; 0,914]
Coupes partielles 0-20 ans	-1,355 [-2,967; 0,258]	1,236 [0,034; 2,439]	0,026 [-1,069; 1,122]	-1,565 [-3,088; -0,042]	0,880 [0,455; 1,305]
Perturbations naturelles	0,817 [0,099; 1,535]	0,621 [-0,008; 1,250]	0,267 [-0,551; 1,086]	1,122 [0,376; 1,867]	0,969 [0,171; 1,220]
Topographie					
Altitude	0,755 [-0,198; 1,708]	-3,971 [-5,341; -2,601]	-3,831 [-5,041; -2,621]	0,311 [-0,565; 1,188]	-1,264 [-1,965; -0,563]
Structures linéaires					
Chemins et sentiers ²	0,230 [0,152; 0,308]	0,052 [-0,031; 0,135]	0,380 [0,304; 0,456]	0,196 [0,124; 0,269]	0,441 [0,382; 0,500]
Routes ³	-2,396 [-2,733; -2,059]	0,514 [0,066; 0,962]	1,786 [1,152; 2,420]	-0,510 [-0,931; -0,090]	-2,028 [-2,283; -1,774]

¹ Les résineux matures ont été utilisés comme catégorie de référence pour toutes les périodes.

² Densité de chemins et de sentiers de randonnée dans une zone tampon de 1000 mètres pour toutes les périodes.

³ Distance minimale à une route transformée par une fonction déclinante avec des valeurs de $\alpha = 500$ pour l'accouplement et la mise bas, de $\alpha = 100$ pour l'élevage, de $\alpha = 750$ pour la dispersion-fruits et de $\alpha = 1000$ pour la dispersion-original.

Annexe C.3: Coefficients (β) et intervalle de confiance (IC 95 %) des meilleurs modèles de sélection d'habitat élaborés à partir des données télémétriques ($n = 16$ ind.) de 2002 à 2004 et utilisés pour évaluer la qualité d'habitat de l'ours noir en Gaspésie (Québec, Canada) entre 1989 à 2014. Les coefficients dont l'intervalle de confiance n'incluait pas le zéro sont montrés en gras. r_s : coefficient de corrélation de Spearman provenant de la validation croisée. N : nombre de localisations par période.

Variables	Printemps ($N=17\ 080$) ($r_s = 0,79 \pm 0,06$) β [IC 95%]	Été ($N=10\ 714$) ($r_s = 0,79 \pm 0,10$) β [IC 95%]	Automne ($N=11\ 312$) ($r_s = 0,85 \pm 0,04$) β [IC 95%]
<i>Ordonnée à l'origine</i>	-0,763 [-1,045; -0,481]	0,050 [-0,275; 0,376]	1,761 [1,249; 2,274]
<i>Habitat</i>¹			
Résineux 20-50 ans	-0,314 [-0,436; -0,192]	0,502 [0,342; 0,662]	-0,570 [-0,761; -0,379]
Mélangés-Feuillus 20-50 ans	-0,577 [-0,674; -0,481]	0,712 [0,585; 0,838]	0,407 [0,285; 0,529]
Toundra alpine	-0,067 [-0,216; 0,083]	0,332 [0,086; 0,577]	-0,361 [-0,640; -0,081]
Autres polygones	0,521 [0,240; 0,804]	0,414 [-0,004; 0,833]	0,257 [-0,089; 0,604]
Coupes totales et partielles 0-20 ans	-0,700 [-0,832; -0,567]	0,994 [0,842; 1,146]	1,126 [0,971; 1,281]
Perturbations naturelles	0,749 [0,609; 0,889]	1,244 [1,065; 1,422]	0,952 [0,759; 1,145]
<i>Topographie</i>			
Altitude	-0,507 [-0,724; -0,290]	-0,358 [-0,650; -0,066]	-2,735 [-3,037; -2,434]
Pente	0,207 [0,179; 0,235]	0,034 [-0,006; 0,074]	0,321 [0,287; 0,355]
<i>Structures linéaires</i>			
Chemins et sentiers ²	0,331 [0,288; 0,373]	-0,088 [-0,138; -0,037]	-0,124 [-0,185; -0,063]
Routes ³	0,816 [0,616; 1,016]	-0,500 [-0,725; 0,275]	-1,206 [-1,536; -0,877]

¹ Les résineux matures ont été utilisés comme catégorie de référence pour toutes les périodes.

² Densité de chemins et de sentiers de randonnée dans une zone tampon 1000 mètres pour toutes les périodes.

³ Distance minimale à une route transformée par une fonction déclinante avec des valeurs de $\alpha = 1000$ pour le printemps et l'été et de $\alpha = 100$ pour l'automne.

Annexe D.1: Évolution de la représentation (%) des habitats de bonne qualité pour le caribou et du pourcentage de perte ou de gain entre la superficie couverte en 1989 et en 2014 (+/-) pour différentes périodes dans les zones étudiées. (HL : Habitat légal du caribou de la Gaspésie, HL10 : Une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal du caribou, HL30 : Une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10).

	Année	Printemps		Mise-bas		Été		Rut		Hiver	
		%	+/-	%	+/-	%	+/-	%	+/-	%	+/-
HL	1989	51,91		51,27		49,00		49,42		55,90	
	1998	51,40		50,80		49,76		50,14		56,09	
	2009	49,39	-5,29	48,65	-5,86	44,76	-9,39	45,06	-9,58	50,18	-11,21
	2014	49,17		48,43		44,79		45,10		50,26	
HL10	1989	25,07		25,24		26,27		26,34		27,86	
	1998	25,40		25,49		28,72		28,78		28,77	
	2009	21,81	-16,35	21,87	-16,74	20,46	-26,24	20,50	-26,25	19,79	-31,96
	2014	20,97		21,01		19,38		19,43		18,96	
HL30	1989	23,34		23,37		28,72		28,60		26,88	
	1998	22,58		22,65		25,16		25,08		23,71	
	2009	16,86	-31,29	17,02	-30,64	14,40	-55,37	14,26	-55,37	12,94	-55,99
	2014	16,04		16,21		12,87		12,77		11,83	

Annexe D.2: Évolution de la représentation (%) des habitats de bonne qualité pour le coyote et du pourcentage de perte ou de gain entre la superficie couverte en 1989 et en 2014 (+/-) pour différentes périodes dans les zones étudiées. (HL : Habitat légal du caribou de la Gaspésie, HL10 : Une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal du caribou, HL30 : Une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10).

Zones	Année	Accouplement		Mise-bas		Élevage		Dispersion-Fruits		Dispersion-Original	
		%	+/-	%	+/-	%	+/-	%	+/-	%	+/-
HL	1989	12,90		11,92		5,63		8,44		6,65	
	1998	12,80		11,37		5,64		7,69		7,00	
	2009	12,84	-2,57	11,90	0,20	6,42	20,28	9,73	6,22	7,84	17,32
	2014	12,57		11,94		6,78		8,96		7,81	
HL10	1989	18,67		21,83		18,16		16,21		14,23	
	1998	19,03		21,35		19,25		16,28		17,27	
	2009	20,04	3,41	22,64	3,34	22,29	29,37	27,08	59,70	21,21	51,98
	2014	19,31		22,56		23,50		25,89		21,63	
HL10-30	1989	28,68		25,22		24,34		21,42		25,40	
	1998	30,82		26,41		25,49		26,46		29,79	
	2009	30,13	3,69	31,54	25,03	35,61	48,67	34,98	66,45	34,54	38,64
	2014	29,74		31,53		36,19		35,66		35,21	

Annexe D.3: Évolution de la représentation (%) des habitats de bonne qualité pour l'ours noir et du pourcentage de perte ou de gain entre la superficie couverte en 1989 et en 2014 (+/-) pour différentes périodes dans les zones étudiées. (HL : Habitat légal du caribou de la Gaspésie, HL10 : Une zone tampon de 10 km en périphérie de l'habitat légal du caribou, HL30 : Une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10).

	Année	Printemps		Été		Automne	
		%	+/-	%	+/-	%	+/-
HL	1989	13,76		13,02		11,46	
	1998	11,22		10,73		9,55	
	2009	13,39	-4,94	13,68	-0,66	10,62	-9,67
	2014	13,08		12,93		10,35	
HL10	1989	23,65		22,30		21,01	
	1998	23,39		20,12		19,26	
	2009	25,43	2,42	27,50	23,71	23,26	12,46
	2014	24,22		27,59		23,63	
HL30	1989	29,00		23,27		23,27	
	1998	30,52		24,45		24,45	
	2009	26,50	-12,14	31,73	36,99	31,73	28,58
	2014	25,48		31,88		31,88	

CONCLUSION GÉNÉRALE

Une meilleure compréhension des relations proies-prédateurs

L'écologie du paysage est un champ d'étude en effervescence (Bastian 2001; Wu et Hobbs 2002) qui étudie la composition et la structure d'un paysage selon des gradients spatiaux et temporels (Wu 2006). Cette approche améliore notre compréhension des interactions prédateurs-proies puisqu'elle permet de mettre en contexte sur une large échelle spatiale l'évolution de la quantité et l'organisation spatiale des habitats utilisés par les proies et les prédateurs. Ces informations facilitent l'identification d'éléments dans le paysage qui peuvent impacter la disponibilité des proies et l'efficacité des prédateurs, deux variables qui influencent la probabilité de rencontre entre un prédateur et une proie (Sundell et al. 2003; Gorini et al. 2012) et qui sont imperceptibles avec des approches centrées sur l'espèce (Ryall et Fahrig 2006). Par exemple, l'étude d'un gradient temporel de composition et structure du paysage peut permettre d'identifier une perte ou une fragmentation des habitats utilisés par une proie pour échapper aux prédateurs (Wittmer et al. 2007). Dans ces conditions, les proies sont plus disponibles pour les prédateurs puisque la superficie pour leur échapper est réduite (Schneider 2001; Huhta et al. 2004). Un autre exemple est l'étude d'un gradient spatial de composition et structure du paysage entre différents secteurs pour mettre en évidence des variables, comme la distance minimale moyenne à une route, une structure linéaire qui optimise les déplacements des prédateurs pour la recherche de proies (Kauffman et al. 2007). Dans cette situation, les proies sont plus vulnérables dans les paysages ayant une composition et une structure favorable aux prédateurs pour la recherche – et ultimement la capture – de proies (Keyser 2002; Frey et Conover 2006).

Caribou des bois

Les populations boréales de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), une espèce qui sélectionne les forêts matures (Apps et al 2001; Hins et al. 2009), sont particulièrement affectées par la perte et la fragmentation qui résultent des traitements

sylicoles intensifs et des infrastructures humaines dans son habitat (Apps et McLellan 2006; Wittmer et al. 2007; Raymond-Bourret 2017). La conversion de vastes massifs de vieilles forêts en un paysage composé de jeunes peuplements en régénération et parcouru de chemins forestiers peut induire une plus forte pression de prédation (Wittmer et al. 2005; Courbin et al. 2009), puisque certains prédateurs profitent des perturbations anthropiques, particulièrement en forêt boréale (Brodeur et al. 2008; Kays et al. 2008). Ainsi, l'évolution du paysage est une étude essentielle pour élaborer des stratégies de conservation qui vise une protection et une restauration des éléments du paysage qui limiterait les interactions avec les prédateurs, comme la présence d'îlots de forêt matures de grandes superficies (Wittmer et al. 2010).

Caribou de la Gaspésie

La population gaspésienne de caribou, estimée à moins de 100 individus (Morin 2016), persiste au sud du fleuve St-Laurent malgré un déclin marqué résultant des épisodes de chasses intensives, d'une épizootie et de la dégradation de son habitat par les activités forestières et minières (St-Laurent et al. 2009). L'aménagement forestier des dernières décennies a contribué à la dégradation de son habitat en plus d'avantager l'ours noir (*Ursus americanus*) et le coyote (*Canis latrans*), deux prédateurs qui contribuent au faible taux de survie observé chez les faons de caribou au cours des dernières décennies (Crête et Desrosiers 1995; Mosnier et al. 2008a). Actuellement, l'habitat du caribou est protégé à l'intérieur des limites du parc national de la Gaspésie et de son territoire adjacent, désigné habitat légal. Cependant, les actions entreprises pour assurer sa survie semblent avoir des effets limités sur son maintien à long terme. Les taux de survie des faons de caribous dans la population demeurent très faibles (p. ex: < 10% entre 2009 et 2011) malgré les deux programmes de contrôle des prédateurs menés à l'intérieur du parc de 1990 à 1996, puis de 2001 à aujourd'hui. Le rétablissement de la population de caribou de la Gaspésie passe nécessairement par un aménagement forestier qui vise une protection et une restauration des habitats favorables dans son aire de répartition et qui limite les interactions avec les prédateurs. Les changements de composition et de structure du paysage forestier et leurs

impacts sur l'habitat du caribou et de ses prédateurs sont des informations qui bonifieront les stratégies de conservation déployées pour cette population en voie de disparition.

Impacts de 25 ans d'aménagement forestier intensif

Notre premier objectif était de documenter l'évolution de la forêt gaspésienne depuis 25 ans à l'aide des cartes d'habitat forestier produites avec les derniers inventaires écoforestiers décennaux (c.-à.-d. 1989, 1998, 2009 et 2014) dans trois zones avec des restrictions d'aménagement forestier différentes: 1) l'habitat légal (ci-après HL), une zone qui couvre le parc national de la Gaspésie, où les coupes forestières sont interdites depuis 1977, et quelques territoires adjacents; 2) une zone tampon de 10 km en périphérie de HL (ci-après HL10), correspondant à l'aire d'application du nouveau plan d'aménagement forestier dans l'aire de répartition du caribou (Lalonde 2013); 3) une zone tampon de 20 km supplémentaires autour de la zone HL10 (ci-après HL30), où il n'y a pas de restrictions propres au maintien d'habitats de haute qualité pour le caribou au niveau de l'aménagement forestier. Dans ces trois zones, nous avons caractérisé les changements observés entre 1989 et 2014 dans le paysage forestier à l'aide de métriques de composition et de structure à l'échelle du peuplement forestier et du paysage. Nos analyses étaient centrées sur des catégories d'habitats forestiers sélectionnées par le caribou de la Gaspésie (c.-à.-d. les peuplements de résineux matures; Ouellet et al. 1996; Mosnier et al. 2003) et ses prédateurs (c.-à.-d. les coupes forestières < 20 ans; Mosnier et al. 2008a; Boisjoly et al. 2010). Notre hypothèse voulait que l'aménagement forestier dans les zones en périphérie de l'habitat légal a causé une perte et une fragmentation de la forêt mature. La diminution de la représentation dans le paysage, de l'importance relative du plus gros peuplement et de la représentation des habitats d'intérieurs pour les résineux matures confirment notre hypothèse. La diminution de la distance minimale moyenne entre une coupe forestière et d'autres catégories de peuplements forestiers, ainsi que l'augmentation de la représentation dans le paysage des coupes forestières < 20 ans et de la densité de bordure en périphérie de l'habitat légal confirment également notre hypothèse.

Notre deuxième objectif visait à quantifier les impacts de la transformation du paysage forestier sur la qualité d'habitat du caribou et de ses prédateurs dans les trois zones décrites précédemment. Les modèles de sélection des ressources développés pour les trois espèces en Gaspésie, appliqués aux cartes d'habitats produites de 1989 à 2014, ont permis d'estimer des valeurs relatives de qualité d'habitat dans les trois zones et ce pour différentes périodes utilisées dans des études de sélection d'habitat du caribou (Hins et al. 2009; Faille et al. 2010), du coyote (Boisjoly et al. 2010) et de l'ours noir (Gaudry 2013). Les différentes cartes de qualité d'habitat de ces espèces sont présentées aux annexes E, F et G. Notre hypothèse pour cet objectif stipulait que l'aménagement forestier en périphérie de l'habitat légal avait causé des pertes de qualité d'habitat pour le caribou et des gains pour les prédateurs. Nos résultats mettent en évidence des pertes de qualité d'habitat pour le caribou en périphérie de l'habitat légal qui varient de -16 à -56%, causées entre autre par une diminution, entre 1989 et 2014, de la représentation des résineux matures dans HL10 (45 à 31%) et HL30 (49 à 23%), ce qui supporte notre hypothèse. Les pertes les plus importantes ont été observées au cours de l'été, qui correspond à la période de vulnérabilité des faons chez le caribou des bois (Leclerc et al. 2014) et de l'hiver, une période où les résineux matures sont sélectionnés pour leur abondance en nourriture (O'Brien et al. 2006). À l'opposé, l'augmentation de la représentation des coupes forestières < 20 ans dans HL10 (13 à 23%) et HL30 (15 à 32%) a contribué aux gains de qualité d'habitat observés pour les prédateurs qui varient de +3 à +66% pour le coyote et de +2 à +37% pour l'ours noir en périphérie de l'habitat légal, ce qui supporte également notre hypothèse. Les périodes d'élevage et de dispersion-consommation de fruits pour le coyote, ainsi que l'été pour l'ours noir, sont les périodes où les gains en qualité d'habitat sont plus importants, et elles correspondent encore une fois à la période où le risque de mortalité chez les faons de caribou est élevé. Les résultats du deuxième objectif mettent également en évidence un fort gradient spatial de qualité d'habitat pour les trois espèces généré par les différentes stratégies d'aménagement forestier dans les trois zones. Cette hétérogénéité dans le paysage influence les interactions entre le caribou et ses prédateurs par des effets de prédation par

débordement, de dynamique sources-puits et de piège écologique qui augmentent le risque de prédation sur les caribous.

L'écologie du paysage gaspésien

Avec la perte rapide du couvert forestier planétaire par l'activité humaine (FAO 2010), l'aménagement forestier écosystémique est préconisé dans plusieurs plans d'exploitation (Groot et al. 2005; Kuuluvainen 2009) et vise à réduire l'écart entre les forêts aménagées et les forêts naturelles pour maintenir des écosystèmes sains et résilients (Gauthier et al. 2008). Une comparaison de l'évolution de la composition et structure des paysages forestiers naturels et aménagés est donc essentielle à notre compréhension des impacts de l'aménagement forestier intensifs (Franklin et al. 2002). Ainsi, la forêt gaspésienne était un modèle idéal pour tester des hypothèses claires sur l'évolution d'un paysage forestier aménagé intensivement. La présence d'une aire protégée où les activités forestières sont interdites depuis 1977 entourée de zones ayant un fort gradient de perturbation permet de comparer l'évolution de certains éléments du paysage et d'identifier ceux qui résultent des travaux forestiers intensifs.

Les impacts de la fragmentation des forêts matures en Gaspésie supportent les résultats d'autres études portant sur l'évolution de la structure et la composition d'un paysage soumis à un aménagement forestier intensif (Lauga et Joachim 1992; Fitzsimmons 2003). Cependant, peu d'entre elles ont comparé l'évolution des métriques de composition et de structure de la forêt entre une aire aménagée et une aire protégée pour supporter les observations de perte et de fragmentation (mais voir Aune et al. 2005; Nagendra et al. 2006). Dans notre étude, les changements d'importance relative du plus gros peuplement, de représentation des forêts matures et des habitats d'intérieur, de représentation des coupes forestières < 20 ans, de densité de bordure d'habitat et de la distance minimale moyenne à une coupe < 20 ans étaient plus importants dans la zone d'aménagement intensif par rapport à l'habitat légal. Ainsi, nos travaux soulignent l'importance de comparer différents estimés de composition et structure entre des forêts aménagées et des forêts naturelles pour permettre une meilleure identification des impacts de l'aménagement forestier intensif en

forêt mature (Lindenmayer et al. 2006). De plus, l'évolution des estimés de composition et structure du paysage identifiés dans notre étude pourra compléter les stratégies d'aménagement écosystémique, dont l'objectif est de réduire l'écart entre les forêts aménagées et naturelles (Gauthier et al. 2008).

Contributions relatives à l'habitat des espèces cibles

L'analyse spatio-temporelle des impacts de l'aménagement forestier sur la qualité d'habitat d'une espèce de proie spécialiste des forêts matures et ses prédateurs généralistes a permis l'identification de certaines composantes du paysage qui influencent l'habitat des espèces animales étudiées. Tout d'abord, la conservation des îlots de forêts matures (Lindenmayer et Hobbs 2004; Lindenmayer et al. 2006; Lees et Peres 2008), et l'atténuation des effets de la fragmentation (Fischer et Lindenmayer 2007) profitent à d'autres espèces de proies qui utilisent cet habitat pour ses ressources alimentaires (Pyare et Longland 2001; DeWalt et al. 2003) et pour la protection contre les prédateurs (Farmer et al. 2006; Andruskiw et al. 2008). Dans notre étude, c'est dans l'habitat légal que la représentation des résineux matures dans le paysage est demeurée stable ou a augmenté, et la plupart des activités du caribou de la Gaspésie s'y concentrent (Mosnier et al. 2003). Ensuite, l'augmentation de la représentation des coupes forestières < 20 ans et de la densité de bordure d'habitat, ainsi que la diminution de la distance minimale moyenne à un habitat favorable ont profité aux prédateurs généralistes puisque cette structure du paysage facilite les interactions avec des proies (Frey et Conover 2006; Malt et Lank 2007). Les domaines vitaux des coyotes et des ours noir suivis dans notre aire d'étude se retrouvent principalement dans les zones en périphérie de l'habitat légal (Mosnier et al. 2008b; Boisjoly et al. 2010), là où les coupes forestières < 20 ans et la densité des bordures sont plus élevées et les valeurs de distance minimale moyenne à une coupe forestière < 20 ans sont plus faibles.

Contributions relatives aux interactions entre espèces

L'application de différents plans d'aménagement dans une forêt peut entraîner une

variation importante de la qualité d'habitat et ceci influence les interactions prédateurs-proies (Schneider 2001; Houle et al. 2010). En Gaspésie, un gradient spatial opposant les habitats utilisés par le caribou et ceux, en périphérie, favorables aux prédateurs, contribue à augmenter le risque de prédation. Ces informations aident à comprendre les facteurs qui influencent les interactions entre les espèces qui évoluent dans un paysage hétérogène. L'aménagement forestier peut favoriser la séparation des habitats utilisés par les prédateurs et les proies et peut causer de la prédation par débordement (Gorini et al. 2012). Conséquemment, la création d'un tel paysage hétérogène en qualité d'habitat peut contribuer à une dynamique source-puits observée entre des habitats de bonne et de mauvaise qualité pour une espèce (Battin 2004; Revilla et Wiegand 2008), pouvant expliquer une occurrence accrue des prédateurs dans les peuplements forestiers utilisés par les proies. De plus, le confinement des habitats favorables aux proies par l'aménagement forestier intensif peut contribuer à la création d'un piège écologique où la superficie d'habitat disponible pour éviter un prédateur est limitée et où le taux de mortalité d'une proie est élevé dans un habitat pourtant favorable (Shlaepfer et al. 2002; Fahrig 2007). Ainsi, notre étude souligne l'importance d'étudier les interactions prédateurs-proies à l'échelle du paysage puisque plusieurs phénomènes peuvent contribuer aux variations spatiales observées dans le risque de prédation.

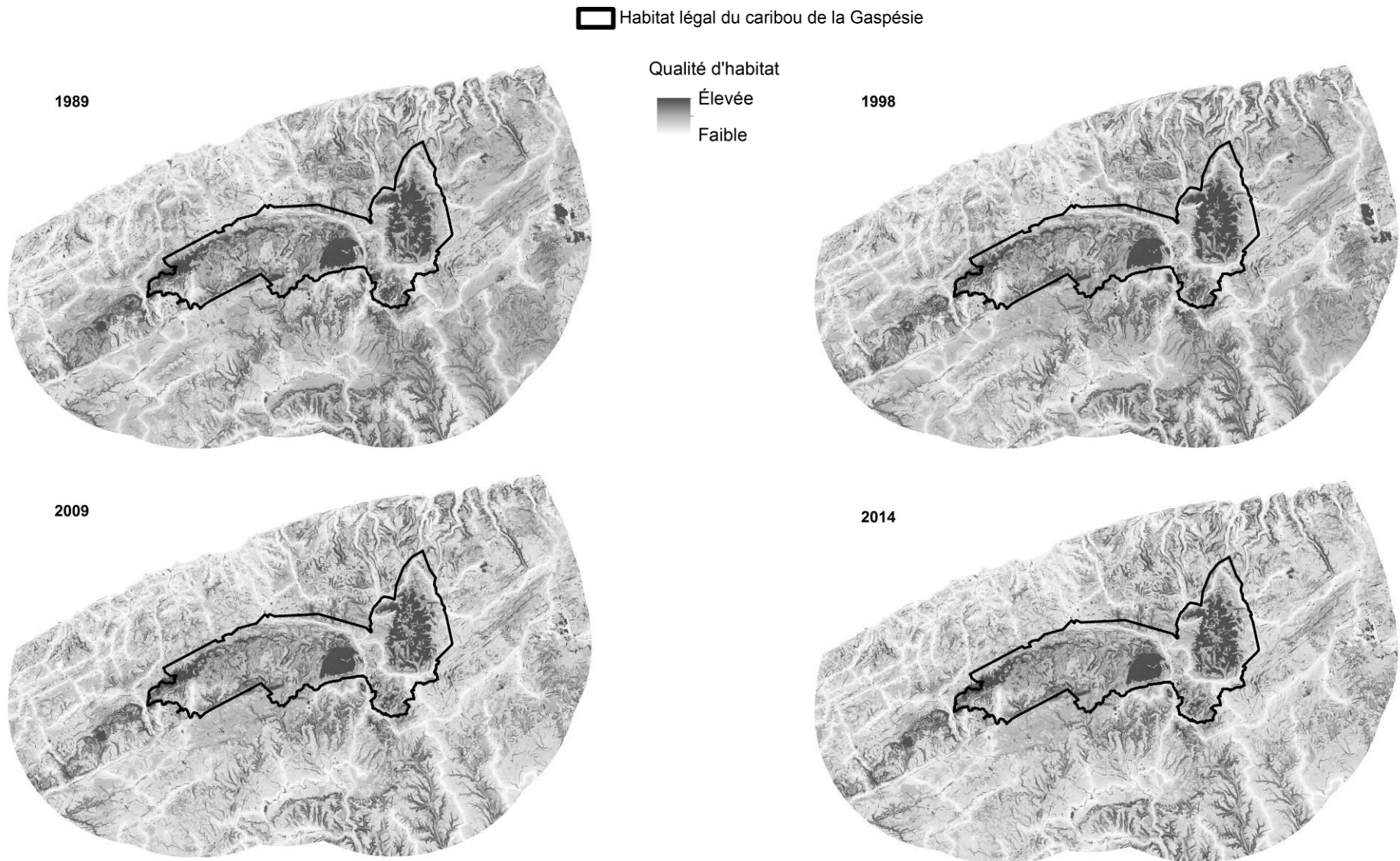
Implications pour la conservation du caribou de la Gaspésie

Pour conclure, nos résultats appuient la recommandation de conserver de grandes superficies de forêts matures dans l'habitat légal et dans les zones en périphérie, ainsi que la restauration des chemins forestiers abandonnés avec des techniques de végétalisation. Ces actions limiteront la fragmentation dans l'habitat du caribou tout en conservant des gros peuplements de résineux matures et des habitats d'intérieur dans le paysage. Ces deux éléments offriront au caribou un réseau interconnecté d'habitats favorables où les ressources sont abondantes (Johnson et al. 2004) et les interactions avec les prédateurs sont potentiellement plus faibles (Wittmer et al. 2007).

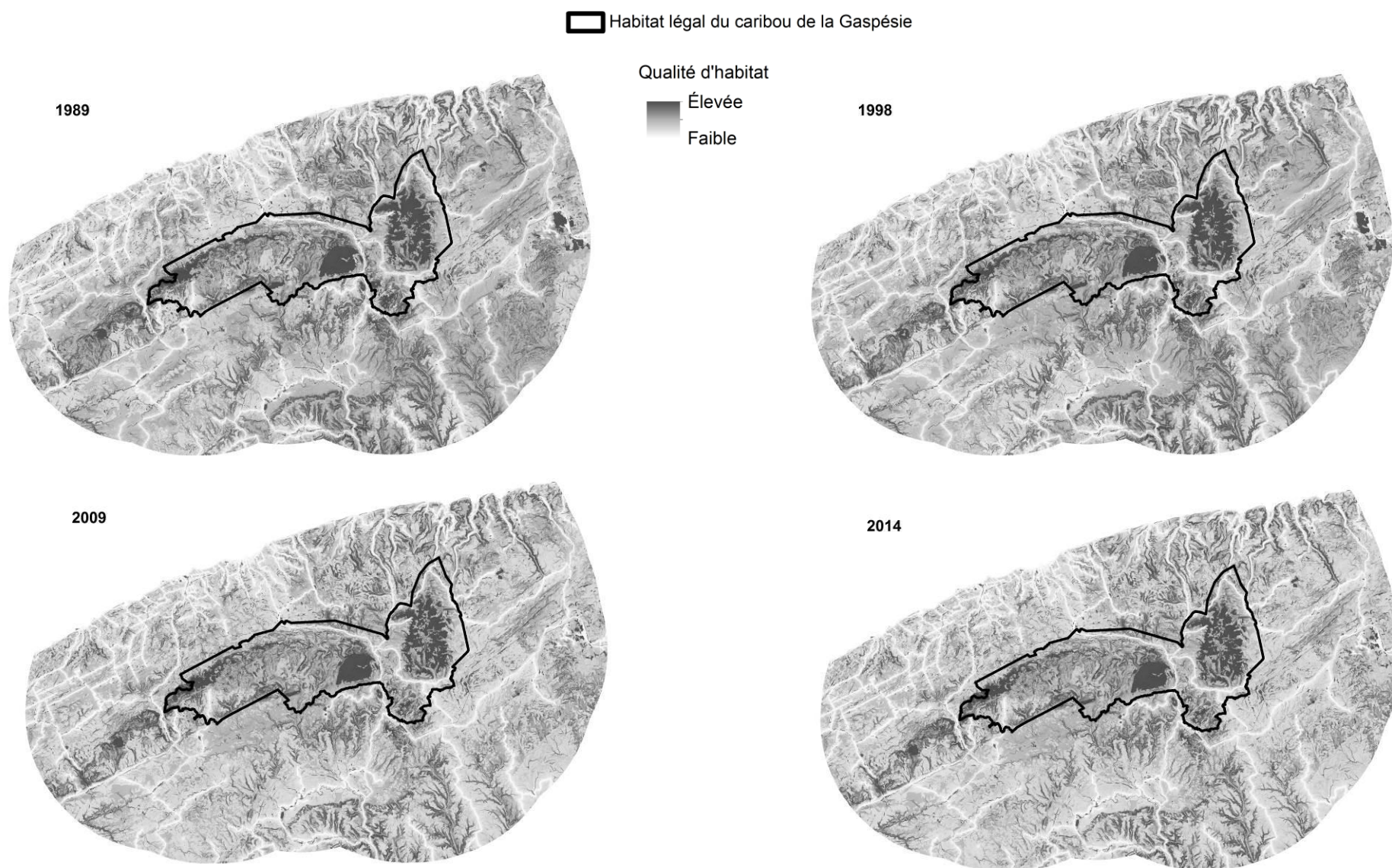
Nos résultats supportent également le besoin de réduire l'important contraste de qualité d'habitat généré par l'aménagement forestier s'étendant de l'habitat légal aux zones en périphérie. Puisque la coupe forestière est interdite dans le parc national de la Gaspésie et que les forêts dans HL10 sont aménagées selon les restrictions du plan d'aménagement dans l'aire du caribou (Lalonde 2013), nous recommandons de maintenir une composition forestière semblable à celle observée en 1989 dans la zone HL30, soit ~ 50 % de résineux matures et < 15 % de coupes forestières intensives dans le paysage, afin de réduire ce contraste. Une réduction de la superficie occupée dans le paysage par les coupes d'âge 6-20 ans à < 9% permettrait d'ailleurs de réduire la probabilité d'extinction de la population de caribou de la Gaspésie (Frenette 2017). L'application des coupes à rétention variable proposée par Nadeau-Fortin et al. (2016), qui préservent des attributs forestiers importants pour le caribou de la Gaspésie, est également à considérer dans les territoires en périphérie de l'habitat légal afin de consolider la protection de cette espèce. La configuration forestière ainsi générée sera favorable aux caribous puisque le nombre d'habitat de bonne qualité serait augmenté alors que la quantité et la distribution des habitats favorables aux prédateurs seront limitées, réduisant par la même occasion les effets de la prédation par débordement, de la dynamique source-puits et du piège écologique.

Finalement, les cartes de qualité d'habitat relative (Annexes E, F et G) pourront contribuer à l'identification des secteurs favorables aux caribous de la Gaspésie qui devraient être protégés, là où la qualité d'habitat est élevée. Ces cartes pourront également compléter le contrôle des prédateurs dans l'habitat du caribou en identifiant des secteurs où la qualité relative d'habitat est élevée pour le coyote et l'ours noir et où les activités de piégeage devraient se concentrer.

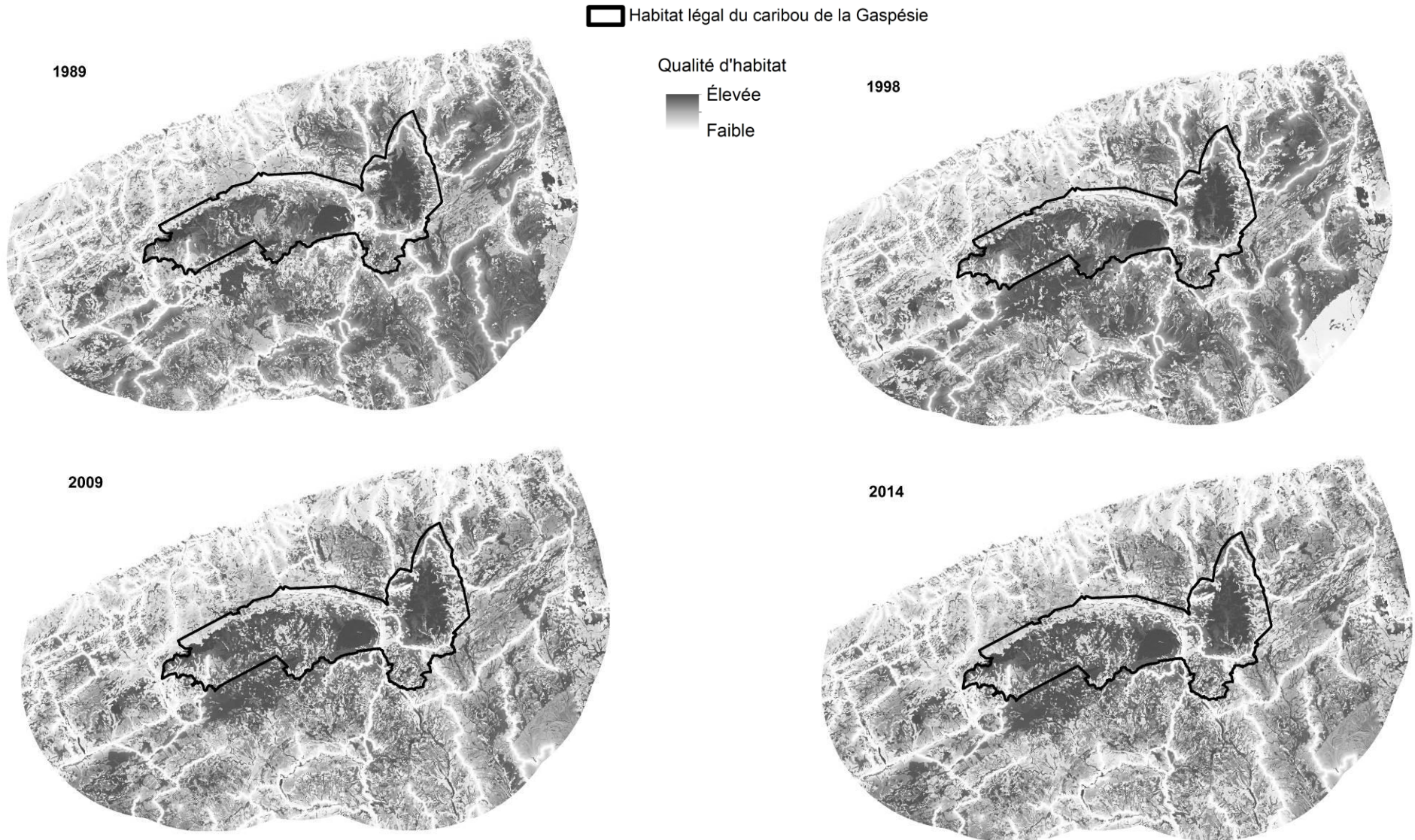
Annexe E.1. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le caribou en Gaspésie au cours de la période du printemps (15 avril au 21 mai) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



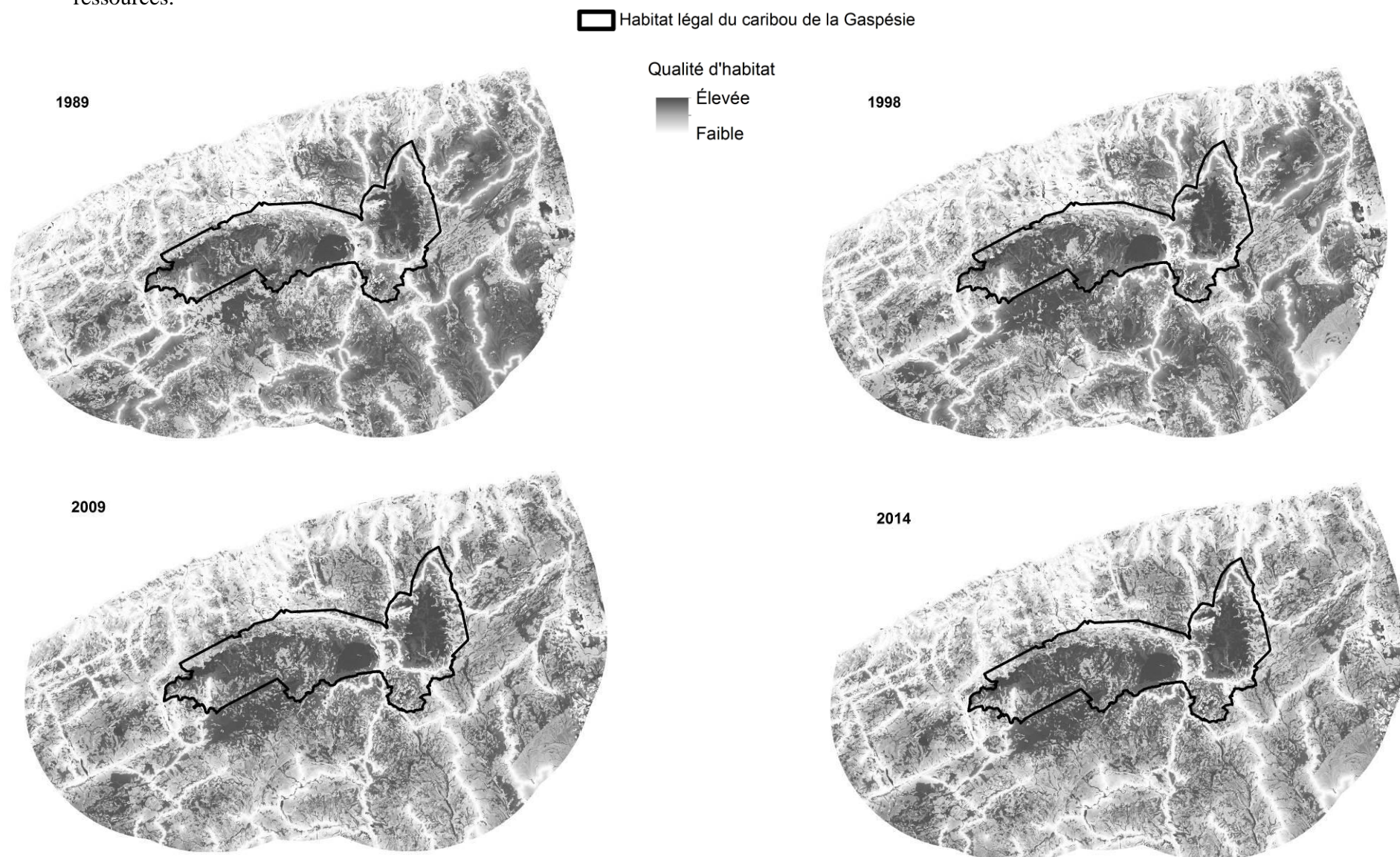
Annexe E.2. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le caribou en Gaspésie au cours de la période de la mise bas (22 mai au 21 juin) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



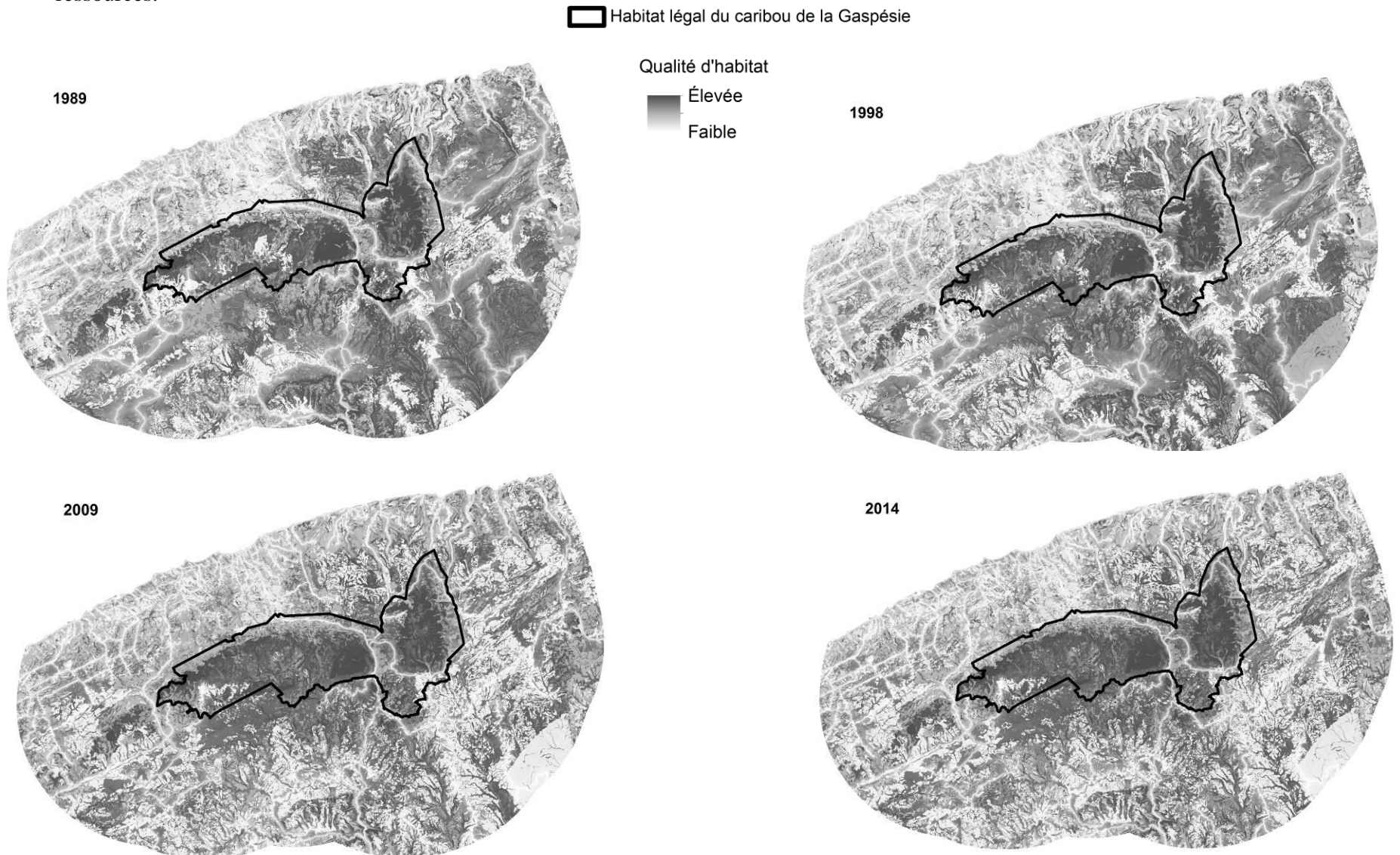
Annexe E.3. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le caribou en Gaspésie au cours de la période de l'été (22 juin au 15 septembre) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



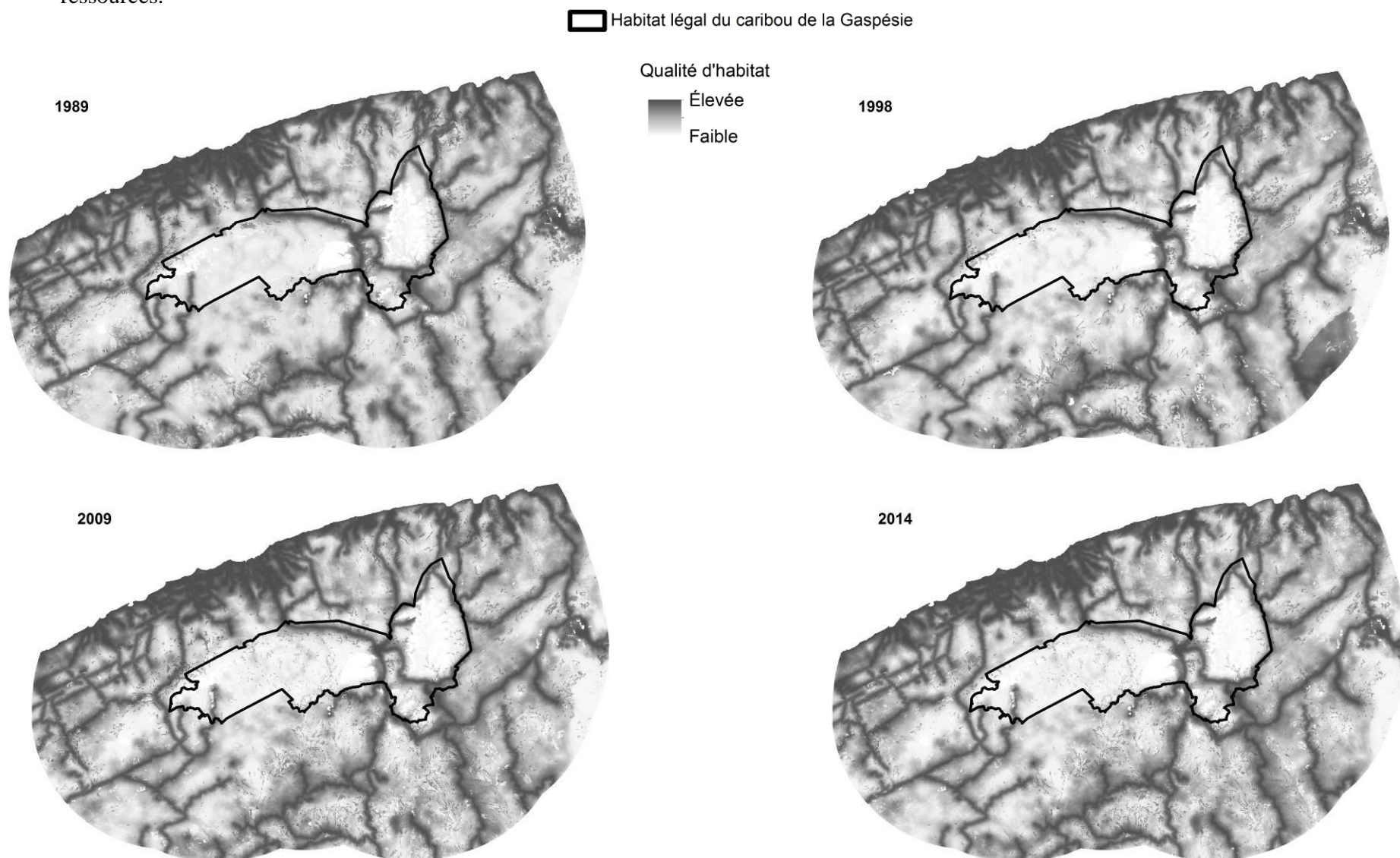
Annexe E.4. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le caribou en Gaspésie au cours de la période du rut (16 septembre au 31 octobre) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



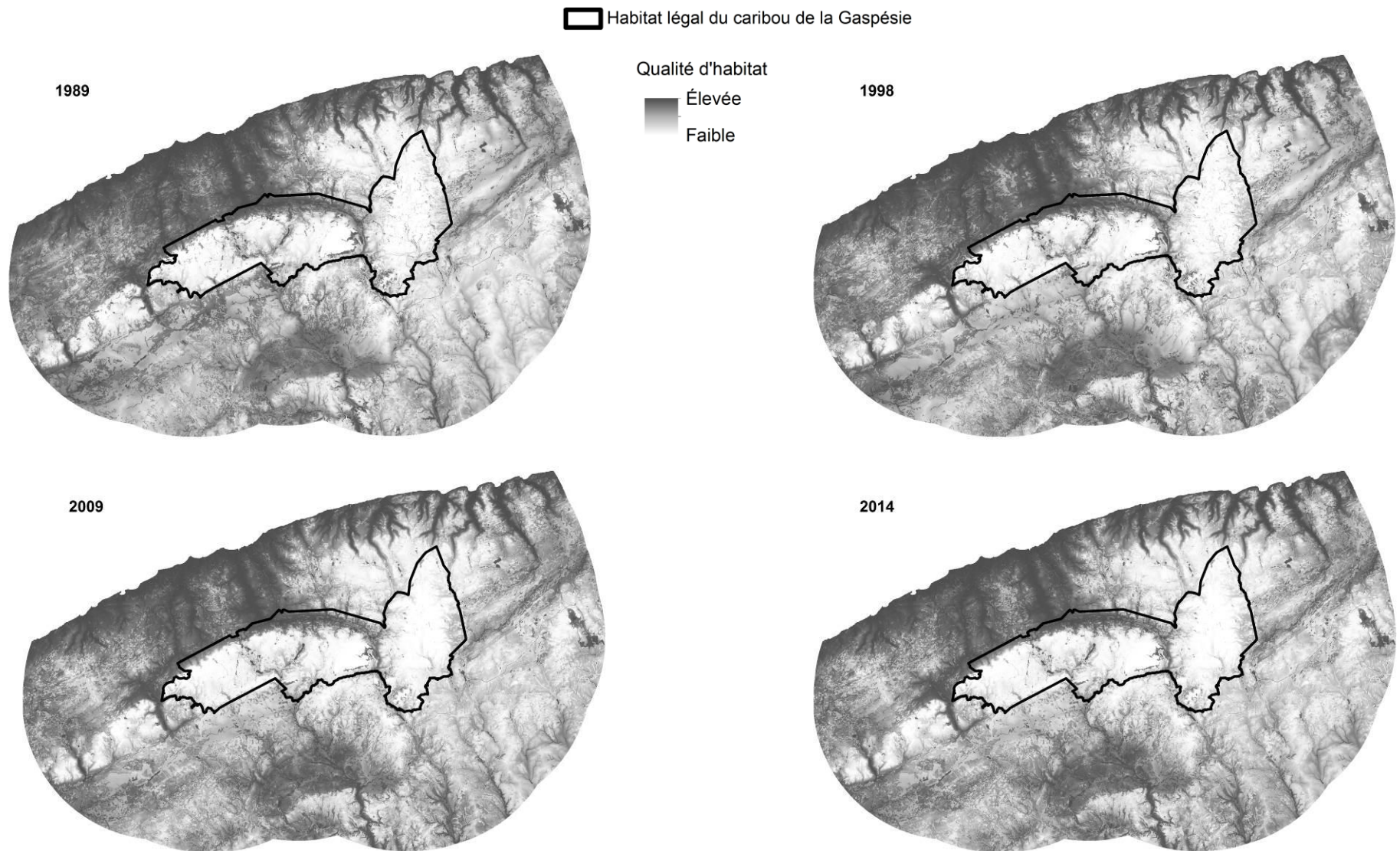
Annexe E.5. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le caribou en Gaspésie au cours de la période de l'hiver (1^{er} novembre au 14 avril) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



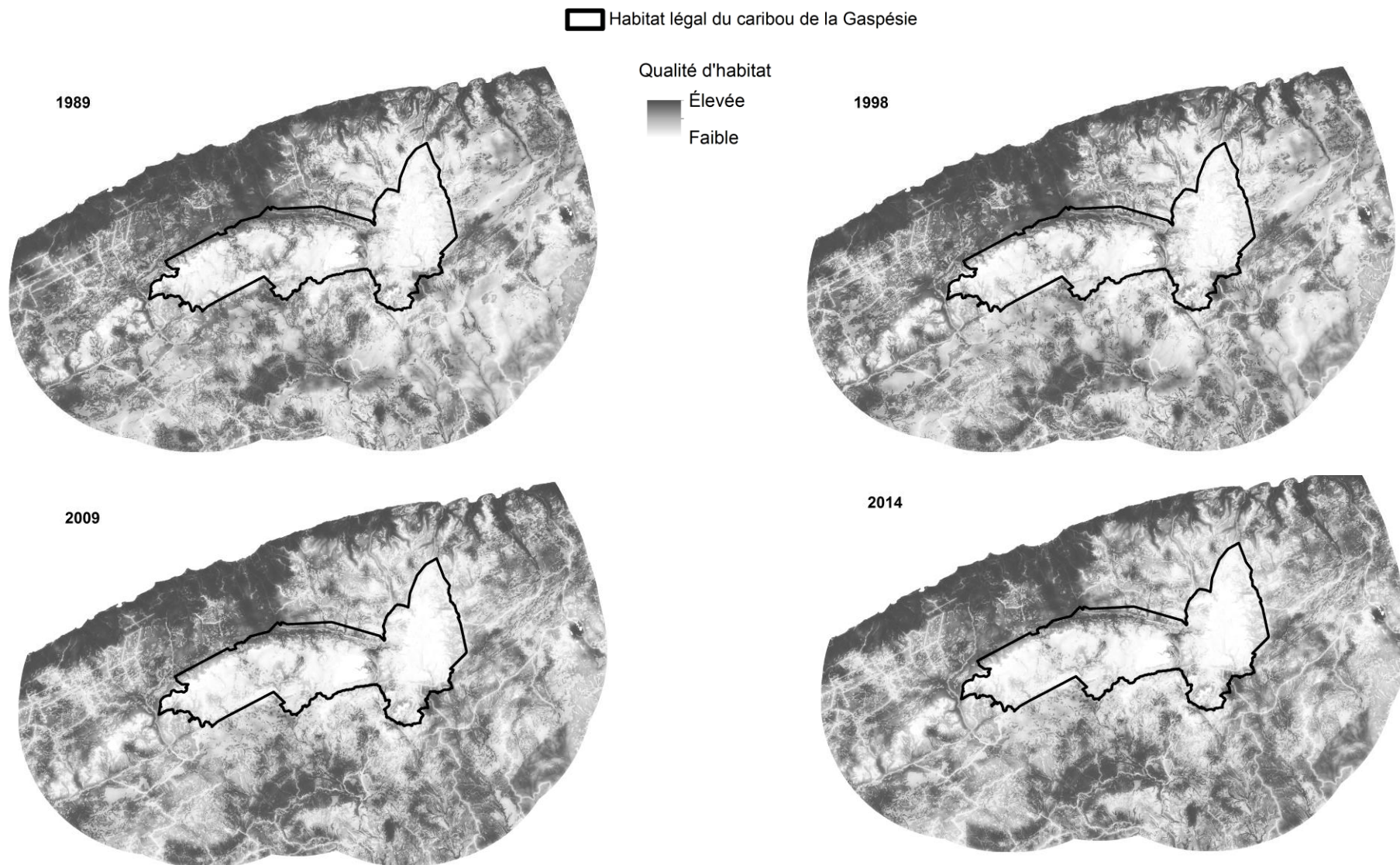
Annexe F.1. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le coyote en Gaspésie au cours de la période de l'accouplement (1^{er} janvier au 15 mars) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



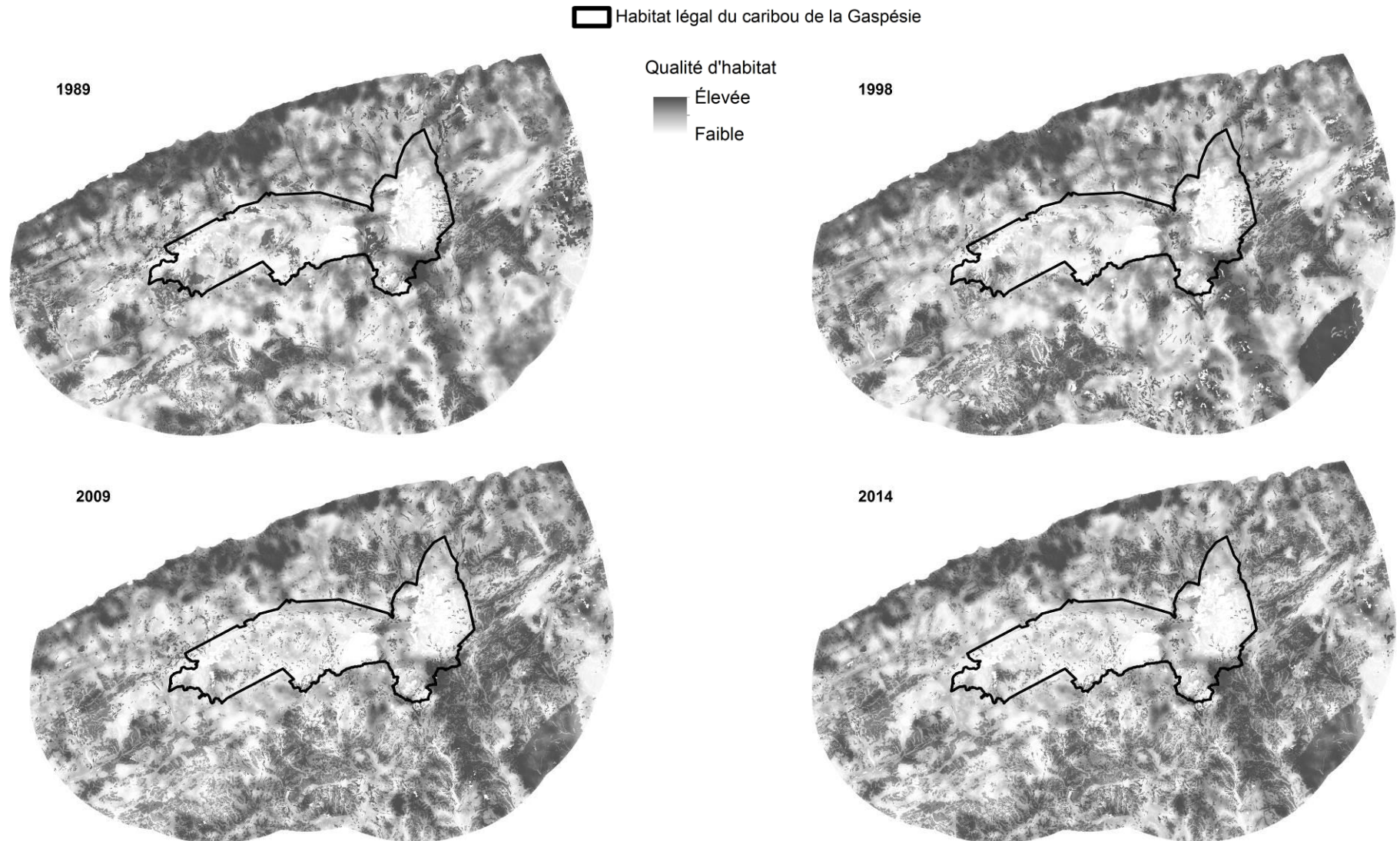
Annexe F.2. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le coyote en Gaspésie au cours de la période de la mise bas (16 mars au 30 avril) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



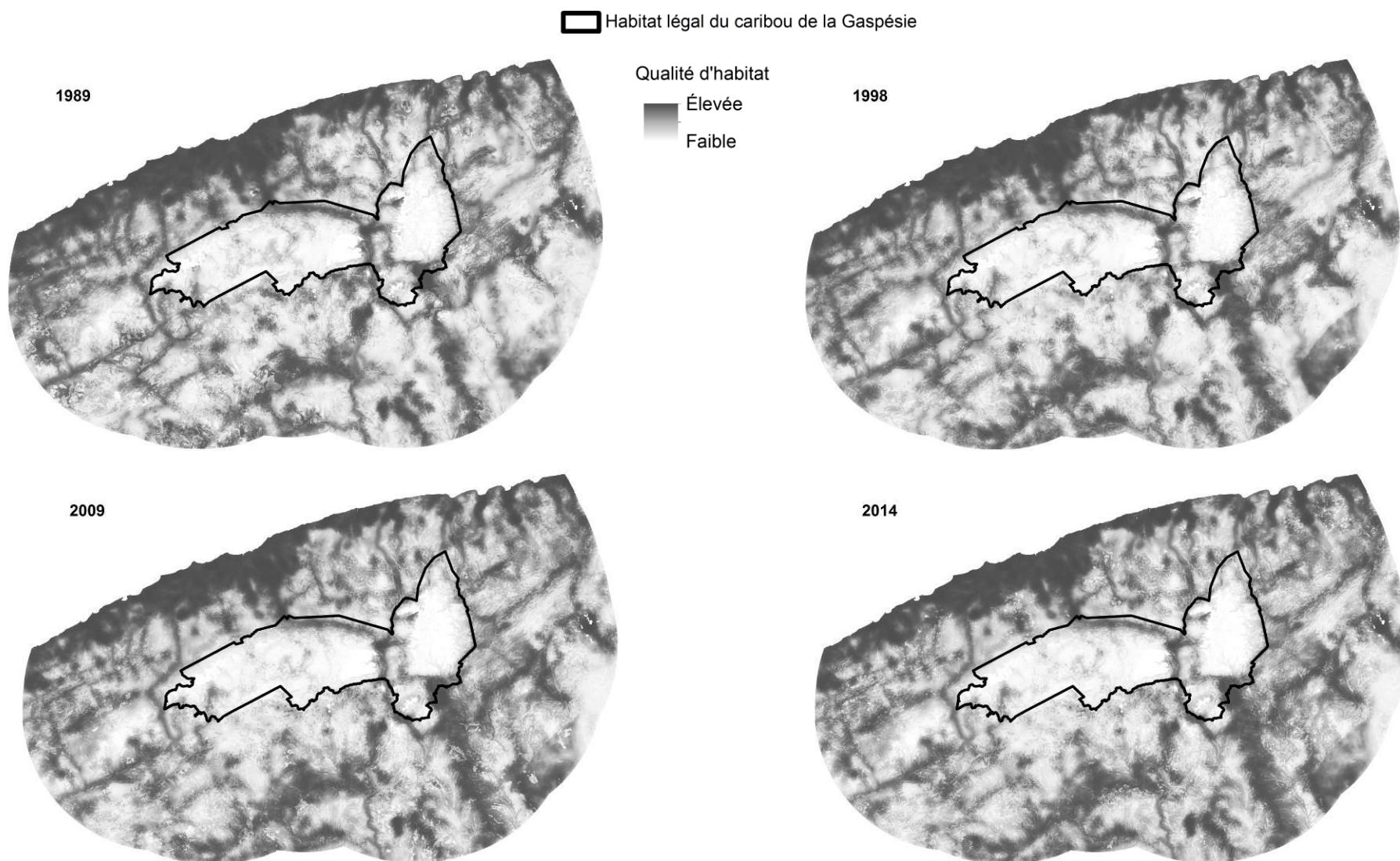
Annexe F.3. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le coyote en Gaspésie au cours de la période d'élevage des jeunes (1^{er} mai au 31 juillet) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



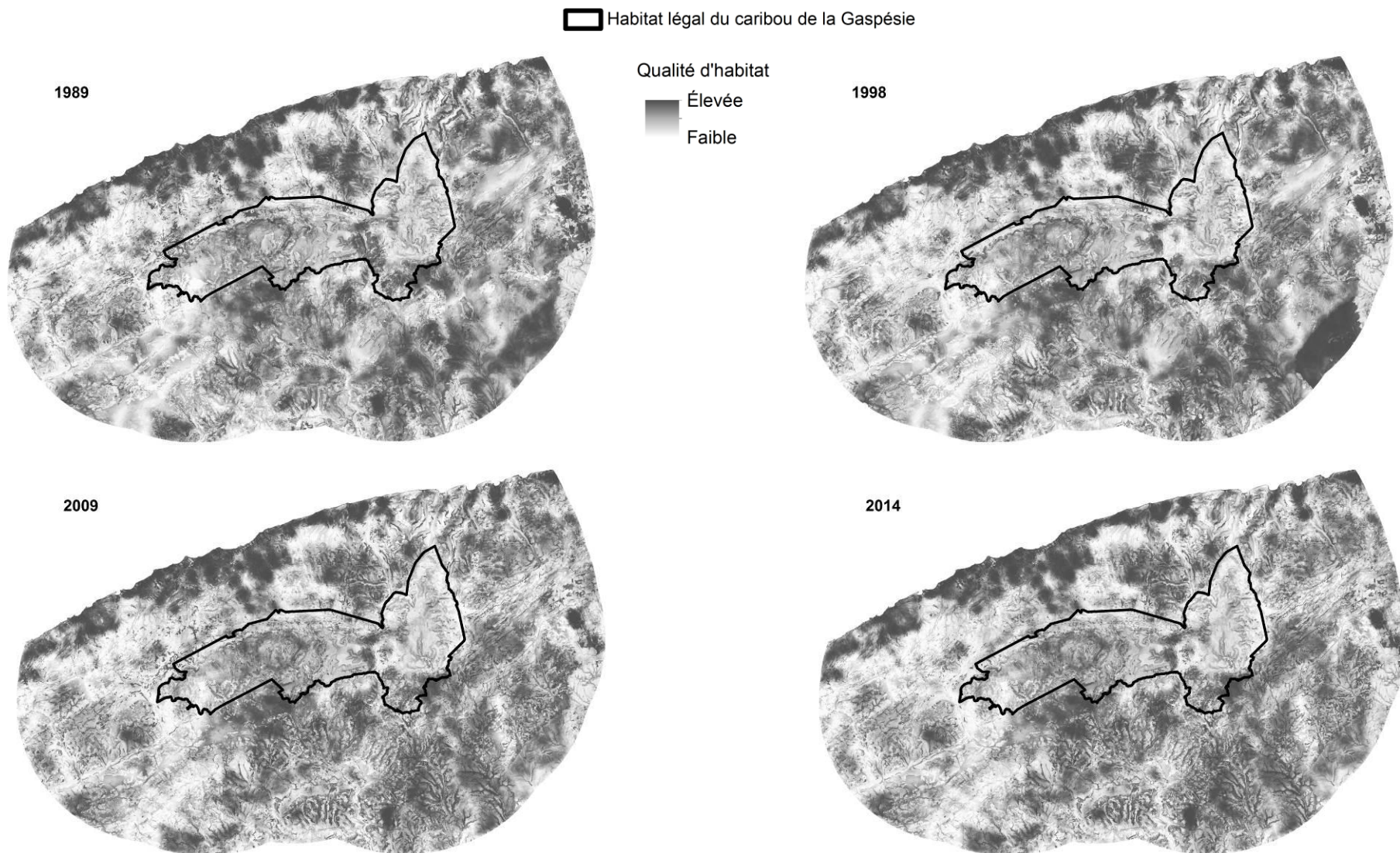
Annexe F.4. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le coyote en Gaspésie au cours de la période de dispersion et consommation de fruits (1^{er} août au 6 septembre) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



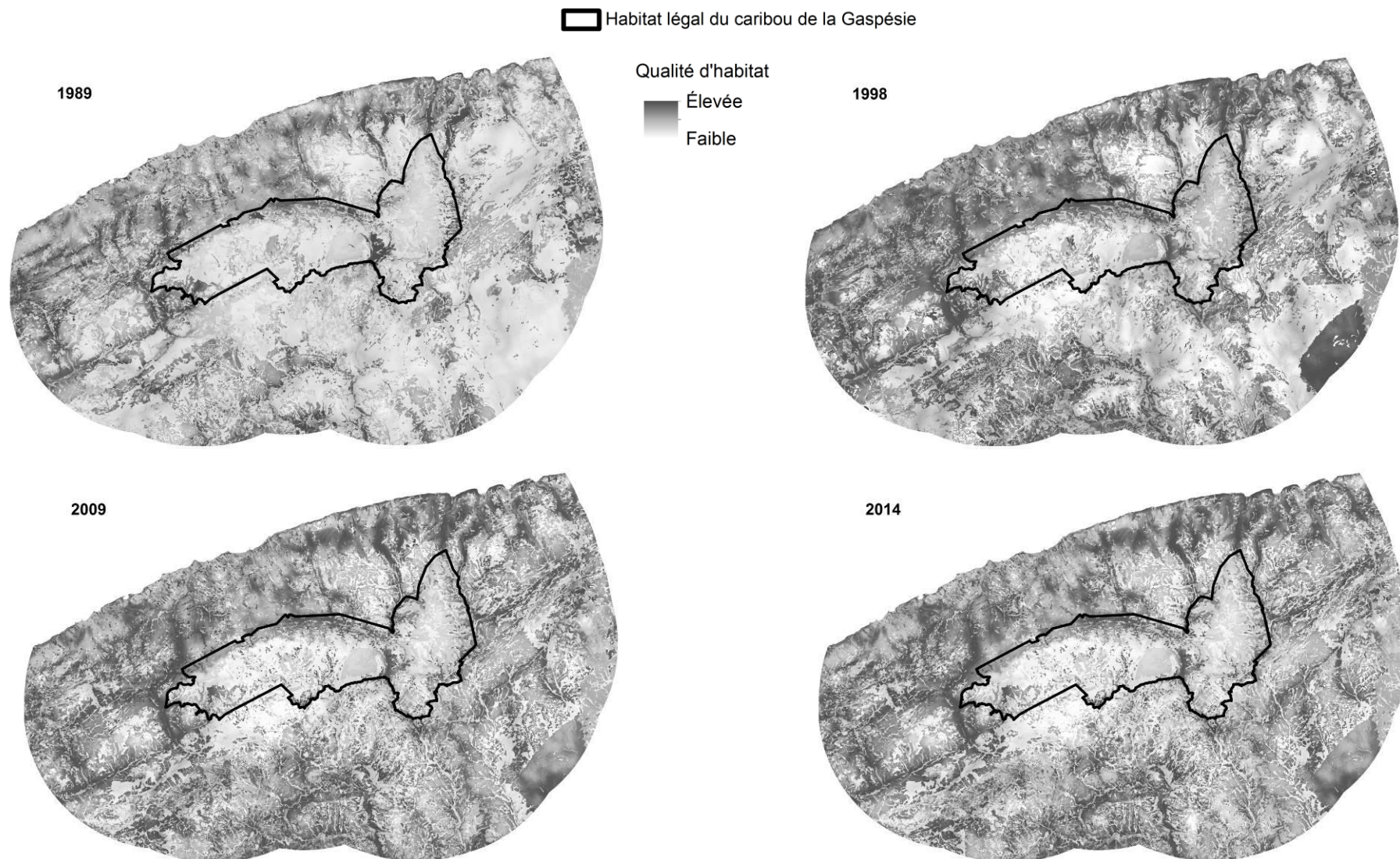
Annexe F.5. Évolution de la qualité relative d'habitat pour le coyote en Gaspésie au cours de la période de dispersion et consommation d'originaux (7 septembre au 31 décembre) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



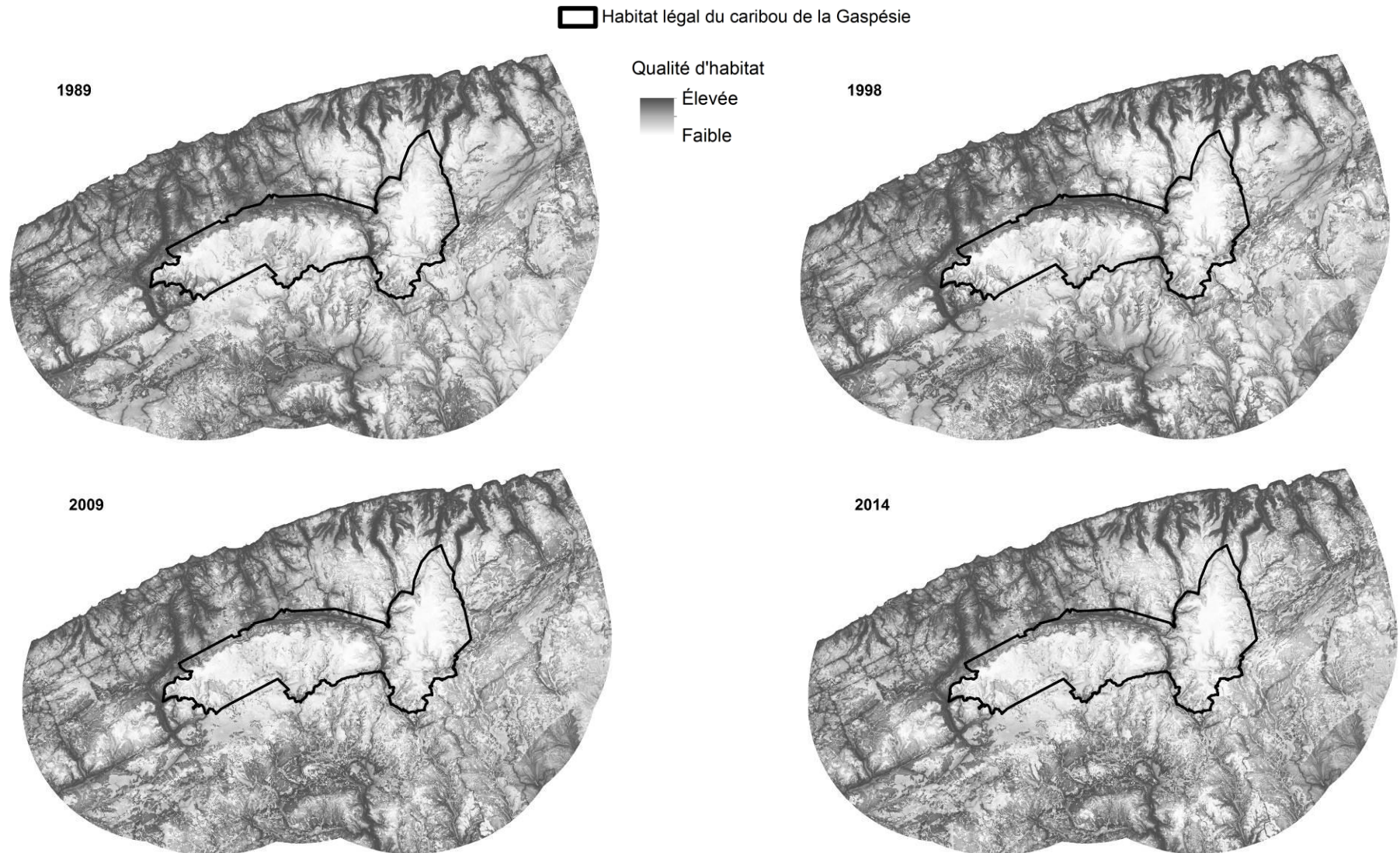
Annexe G.1. Évolution de la qualité relative d'habitat pour l'ours noir en Gaspésie au cours de la période du printemps (Sortie de tanière jusqu'au 15 juillet) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



Annexe G.2. Évolution de la qualité relative d'habitat pour l'ours noir en Gaspésie au cours de la période de l'été (16 juillet au 31 août) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



Annexe G.3. Évolution de la qualité relative d'habitat pour l'ours noir en Gaspésie au cours de la période de l'automne (1^{er} septembre jusqu'à l'entrée en tanière) estimée à partir des cartes écoforestières décennales et des résultats des modèles de fonctions de sélection des ressources.



RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMARASEKARE, P. & NISBET, R.M., 2001. Spatial heterogeneity, source-sink dynamics, and the local coexistence of competing species. *The American Naturalist* 158(6): 572-584.
- AMEZCUA, A.B. & HOLYOAK, M., 2000. Empirical evidence for predator-prey source-sink dynamics. *Ecology* 81(11): 3087-3098.
- ANDRUSKIW, M., FRYXELL, J.M., THOMPSON, I.D. & BAKER, J.A., 2008. Habitat-mediated variation in predation risk by the American marten. *Ecology*, 89(8): 2273-2280.
- ANSLEY, J.A.S. & BATTLES, J.J., 1998. Forest composition, structure, and change in an old-growth mixed conifer forest in the northern Sierra Nevada. *Journal of the Torrey Botanical Society*: 297-308.
- APPS, C.D. & MCLELLAN, B.N., 2006. Factors influencing the dispersion and fragmentation of endangered mountain caribou populations. *Biological Conservation* 130(1): 84-97.
- APPS, C.D., MCLELLAN, B.N., KINLEY, T.A. & FLAA, J.P., 2001. Scale-dependant habitat selection by mountain caribou. Columbia Mountains, British Columbia. *The Journal of Wildlife Management*: 65-77.
- AUNE, K., JONSSON, B.G. & MOEN, J., 2005. Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: is forest policy promoting fragmentation?. *Biological Conservation* 124(1): 89-95.
- BARLOW, J., PERES, C.A., HENRIQUES, L.M.P., STOUFFER, P.C. ET WUNDERLE, J.M., 2006. The response of understorey birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biological Conservation* 128(2): 182-192.
- BASTIAN, O., 2001. Landscape Ecology—towards a unified discipline?. *Landscape Ecology* 16(8): 757-766.
- BATTIN, J., 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18(6): 1482-1491.
- BAUDUIN, S., MCINTIRE, E., ST-LAURENT, M.-H. & CUMMING, S., 2016. Overcoming challenges of sparse telemetry data to estimate caribou movement. *Ecological Modelling* 335: 24-34.

- BENEDICKS, S., HILL, J.K., MUSTAFA, N., CHEY, V.K., MARYATI, M., SEARLE, J.B., SCHILTHUIZEN, M. & HAMER, K.C., 2006. Impacts of rain forest fragmentation on butterflies in northern Borneo: species richness, turnover and the value of small fragments. *Journal of Applied Ecology* 43(5): 967-977.
- BOSE, A. K., HARVEY, B.D., BRAIS, S., BEAUDET, M. & LEDUC, A., 2013. Constraints to partial cutting in the boreal forest of Canada in the context of natural disturbance-based management: a review. *Forestry* 86(4): 471-487.
- BOISJOLY, D. OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. *The Journal of Wildlife Management* 74(1): 3-11.
- BOUCHER, Y., ARSENEAULT, D., SIROIS, L. & BLAIS, L., 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* 24(2): 171-184.
- BOUCHER, Y., ARSENEAULT, D. & SIROIS, L., 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36(2): 505-517.
- BOWMAN, J., RAY, J.C., MAGOUN, A.J., JOHNSON, D.S. & DAWSON, F.N., 2010. Road, logging, and the large-mammal community on an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 88(5): 454-467.
- BRODEUR, V., OUELLET, J.-P. COURTOIS R. & FORTIN D., 2008. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 86(11): 1307-1316.
- CAMERON, R.D., SMITH, W.T., WHITE, R.G. & GRIFFITH, B., 2005. Central arctic caribou and petroleum development: distribution, nutritional, and reproductive implications. *Arctic* 58: 1-9.
- CLASON, A.J. LINDGREN, P.M. & SULLIVAN, T.P., 2008. Comparison of potential non-timber forest products in intensively managed young stands and mature/old-growth forests in south-central British Columbia. *Forest Ecology and Management* 256(11): 1897-1909.
- COURBIN, N., FORTIN, D., DUSSAULT, C. & COURTOIS, R., 2009. Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* 24(10): 1375-1388.

- CRÊTE M. & DESROSIERS, A., 1995. Range expansion of coyotes, *Canis latrans*, threatens a remnant herd of caribou, *Rangifer tarandus*, in southeastern Quebec. *Canadian field-naturalist* 109(2): 227-235.
- DECESARE, N.J., HEBBLEWHITE, M., ROBINSON, H.S. & MUSIANA, M., 2010. Endangered, apparently: the role of apparent competition in endangered species conservation. *Animal Conservation* 13(4).
- DE GROOT, R.S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L. & WILLEMEN, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity* 7(3): 260-272.
- DEWALT, S.J., MALIAKAL, S.K. & DENSLOW, J.S., 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182(1): 139-151.
- DEWI, S., VAN NOORDWIJK, M., EKADINATA, A. & PFUND, J.L., 2013. Protected areas within multifunctional landscape: Squeezing out intermediate land use intensities in the tropics?. *Land Use Policy* 30(1): 38-56.
- DONALD, P.F. & EVANS, AD., 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43(2): 209-218.
- ECKE, F., LÖFGREN, O. & SÖRLIN, D., 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 39(5): 781-792.
- EGGERS, S., GRIESSER, M. & EKMAN, J., 2008. Predator-induced reductions in nest visitation rates are modified by forest cover and food availability. *Behavioral Ecology* 19(5): 1056-1062.
- ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU DE LA GASPÉSIE., 2011. Bilan du rétablissement du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) pour la période 1990-2009. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur des Opérations régionales, Direction de l'expertise Énergie-Faune-Forêts-Mines-Territoire de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. 25 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA., 2015. Loi sur les espèces en péril - Rapport annuel de 2014. Ottawa, Ontario. En1-45/2012F: 52 p.

- ESTRADA, A. & COATES-ESTRADA, R., 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103(2): 237-245.
- ETCHEVERRY, P., OUELLET, J.P. & CRÊTE, M., 2005. Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 35(12): 2813-2822.
- ETHERIDGE, D.A., MACLEAN, D.A., WAGNER, R.G. & WILSON, J.S., 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35(8): 1965-1977.
- FAHRIG, L., 2007. Non-optimal movement in human-altered landscape. *Functional Ecology* 21(6): 1003-1015.
- FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34(1): 487-515.
- FAILLE, G., OUELLET, J.-P., FORTIN, D., COURTOIS, R., ST-LAURENT, M.-H. & DUSSAULT, C., 2010. Range fidelity: the missing link between caribou decline and habitat alteration?. *Biological Conservation* 143(11): 2840-2850.
- FARMER, C.J., PERSON, D.K. & BOWYER, R.T., 2006. Risk factors and mortality of black-tailed deer in a managed forest landscape. *The Journal of Wildlife Management* 70(5): 1403-1415.
- FENTON, N.J., SIMARD, M. & BERGERON, Y., 2009. Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America. *Journal of Forest Research* 14(5): 258-267.
- FESTA-BIANCHET, M., RAY, J.C., BOUTIN, S., CÔTÉ, S.D. & GUNN, A., 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. *Canadian Journal of Zoology* 89(5): 419-434.
- FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 265-280.
- FISCHER, J. & LINDENMAYER, D.B., 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112(2): 473-480.

- FISHER, J.T. & WILKINSON, L., 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review* 35(1): 51-81.
- FITZSIMMONS M., 2003. Effects of deforestation and reforestation on landscape spatial structure in boreal Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management* 174(1): 577-592.
- FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R & HELKOWSKI, J.H., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570-574.
- FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations)., 2010. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations)., 2004. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Rome Italy.
- FRANKLIN, J.F., SPIES, T.A., VAN PELT, R., CAREY, A.B., THORNBURGH, D.A., BERG, D.R., LINDENMAYER, D.B., HARMON, M.E., KEETON, W.S., SHAW, D.C. & BIBLE, K., 2002. Disturbance and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155(1): 399-423.
- FRENETTE, J., 2017. Démographie et viabilité de la population de caribous de la Gaspésie-Atlantique. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski. 101 p.
- FREY, S.N. & CONOVER, M.R., 2006. Habitat use by meso-predators in a corridor environment. *The Journal of Wildlife Management* 70(4): 1111-1118.
- GAGNÉ, C., MAINGUY, J. & FORTIN, D., 2016. The impact of forest harvesting on caribou–moose–wolf interactions decreases along a latitudinal gradient. *Biological Conservation* 197: 215-222.
- GAUDRY, W., 2013. Impacts des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire de maîtrise. Département de biologie, chimie et géographie, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec.

- GAUTHIER, S., VAILLANCOURT, M.-A., LEDUC, A., DE GRANPRE, L., KNEESHAW, D., MORIN, H., DRAPEAU, P. & BERGERON Y., 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, 568 p.
- GAZETTE OFFICIELLE DU QUEBEC., 2009. Lois et règlements, partie 2. Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats.
- GEORGES, S., 1976. A range extension of the coyote in Quebec. Canadian Field-Naturalist 90: 78-79.
- GOETZ, S.J., JANTZ, P. & JANTZ, C.A., 2009. Connectivity of core habitat in the Northeastern United States: Parks and protected areas in a landscape context. Remote Sensing of Environment 113(7): 1421-1429.
- GOODWIN, B.J. & FAHRIG, L., 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity?. Oikos 99(3): 552-570.
- GORINI, L., LINNELL, J.D., MAY, R., PANZACCHI, M., BOITANI, L., ODDEN, M. & NILSEN, E., 2012. Habitat heterogeneity and mammalian predator-prey interactions. Mammal Review 42(1): 55-77.
- GROOT, A., LUSSIER, J.-M., MITCHELL, A.K. & MACISAAC, D.A., 2005. A silvicultural systems perspective on changing forestry practices. Forestry Chronicle 81(1): 50-55.
- HINS, C., OUELLET, J.-P., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.-H., 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. Forest Ecology and Management 257(2): 636-643.
- HOLT, R.D., 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. American Naturalist: 377-406.
- HOLT, R.D., 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. Theoretical Population Biology 12(2): 197-229.
- HORSTKOTTE, T., MOEN, J., LÄMÄS, T. & HELLE, T., 2011. The legacy of logging—estimating arboreal lichen occurrence in a boreal multiple-use landscape on a two century scale. PloS one 6(12): e28779.
- HOULE, M., FORTIN, D., DUSSAULT, C., COURTOIS, R. & OUELLET, J.-P., 2010. Cumulative effects of forestry on habitat use by gray wolf (*Canis lupus*) in the boreal forest. Landscape Ecology 25(3): 419-433.

- HUHTA, E., AHO, T., JÄNTTI, A., SUORSA, P., KUITUNEN, M., NIKULA, A. & HAKKARAINEN, H., 2004. Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian treecreeper. *Conservation Biology* 18(1): 148-155.
- JOHNSON, C.J., BOYCE, M.S., CASE, R.L., CLUFF, H.D., GAU, R.J. GUNN, A. & MULDER, R., 2005. Cumulative effects of human developments on arctic wildlife. *Wildlife Monographs*: 1-36.
- JOHNSON, C.J., PARKER, K.L., HEARD, D.C. & SEIP, D.S., 2004. Movements, foraging habits, and habitat use strategies of northern woodland caribou during winter: Implications for forest practices in British Columbia. *Journal of Ecosystems and Management* 5(1): 22-35.
- JOLICOEUR, H. & SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC. DIRECTION DU DÉVELOPPEMENT DE LA FAUNE., 2006. Plan de gestion de l'ours noir, 2006-2010. Direction du développement de la faune, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- JOLICOEUR, H. & SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC. DIRECTION DU DÉVELOPPEMENT DE LA FAUNE, 2004. Estimation de la densité d'ours noirs dans différents types de végétation à l'aide de traceur radioactif période 1984-1994. Direction du développement de la faune, Ministère des ressources naturelles, de la faune et des parcs.
- KAUFFMAN, M.J., VARLEY, N., SMITH, D.W., STAHLER, D.R., MACNULTY, D.R. & BOYCE, M.S., 2007. Landscape heterogeneity shapes predation in a newly restored predator-prey system. *Ecology Letters* 10(8): 690-700.
- KAYS, R.W., GOMPPER, M.E. & RAY, J.C., 2008. Landscape ecology of eastern coyotes based on large-scale estimates of abundance. *Ecological Applications* 18(4): 1014-1027.
- KEYSER, A.J., 2002. Nest predation in fragmented forests: landscape matrix by distance from edge interactions. *The Wilson Bulletin* 114(2): 186-191.
- KOUKI, J., LÖFMAN, S., MARTIKAINEN, P., ROUVINEN, S. & UOTILA, A., 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(S3): 27-37.
- KRATINA, P., VOS, M., BATEMAN, A. & ANHOLT, B.R., 2009. Functional responses modified by predator density. *Oecologia* 159(2): 452-433.

- KURKI, S., NIKULA, A., HELLE, P. & LINDEN, H., 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81(7): 1985-1997.
- KUULUVAINEN, T., 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38(6): 309-315.
- LALIBERTE, A.S. & RIPPLE, W.J., 2004. Range contractions of North American carnivores and ungulates. *BioScience* 54(2): 123-138.
- LALONDE, M., CHOUINARD, D., LAMOUREUX, J., LEBLANC, F., GAGNE, L. & MAURI, E., 2013. Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie (3^e édition) 2013-2018. Direction générale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine et du Bas-Saint-Laurent. MRN, Québec : 29p.
- LAMPILA, P., MÖNKKÖNEN, M. & DESROCHERS, A., 2005. Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19(5): 1537-1546.
- LASHLEY, M.A., CHITWOOD, M.C., HARPER, C.A. MOORMAN, C.E. & DEPERNO, C., 2015. Poor soils and density-mediated body weight in deer: forage quality or quantity?. *Wildlife Biology* 21(4): 213-219.
- LAUGA, J. & JOACHIM, J., 1992. Modelling the effects of forest fragmentation on certain species of forest-breeding birds. *Landscape Ecology* 6(3): 183-193.
- LECLERC, M., DUSSAULT, C. & ST-LAURENT, M.H., 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia* 176(1): 297-306.
- LEES, A.C. & PERES, C.A., 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22(2): 439-449.
- LESMERISES, F., DÉRY, F., JOHNSON, C.J. & ST-LAURENT, M.-H., (soumis). Spatial response of mountain caribou to the intensity of backcountry skiing. *Biological Conservation* (soumis).
- LESMERISES, F., JOHNSON, C.J. & ST-LAURENT, M.-H., 2016. Refuge or predation risk? Alternate ways to perceive hiker disturbance based on maternal state of female caribou. *Ecology and Evolution* (sous presse).

- LINDENMAYER, D.B., 2009. Forest wildlife management and conservation. 2009. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162(1): 284-310.
- LINDENMAYER, D.B., FRANKLIN, J.F. & FISCHER, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131(3): 433-445.
- LINDENMAYER, D.B. & HOBBS, R.J., 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests—a review. *Biological Conservation* 119(2): 151-168.
- LINDER, P. & ÖSTLUND, L., 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation* 85(1): 9-19.
- MALT, J. & LANK, D.B., 2007. Temporal dynamics of edge effects on nest predation risk for the Marbled Murrelet. *Biological Conservation* 140(1): 160-173.
- MARZLUFF, J.M. & RESTANI, M., 1999. The effects of forest fragmentation on avian nest predation. *Forest wildlife and fragmentation: management and implications*. Brill, Leiden, The Netherlands: 155-169.
- MCINTYRE, S. & HOBBS, R., 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6): 1282-1292.
- MCMULLIN, R.T., THOMPSON, I.D., LACEY, B.W. & NEWMASER, S.G., 2011. Estimating the biomass of woodland caribou forage lichens. *Canadian Journal of Forest Research* 41(10): 1961-1969.
- MOISAN, G., 1957. Le caribou de Gaspé III. Analyse de la population et plan d'aménagement. *Naturaliste Canadien* 84: 5-27.
- MORIN, M., 2016. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) – Automne 2016. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Direction de la gestion de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine: 9 p.
- MOSNIER, A. OUELLET, J.-P. & COURTOIS, R., 2008a. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. *Ecoscience* 15(4): 485-497.
- MOSNIER, A., BOISJOLY, D. COURTOIS, R. & OUELLET, J.-P., 2008b. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. *The Journal of Wildlife Management* 72(2): 483-491.

- MOSNIER, A., OUELLET, J.-P., SIROIS, L. & FOURNIER, N., 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. *Canadian Journal of Zoology* 81(7): 1174-1184.
- NADEAU-FORTIN, M.-A., SIROIS, L. & ST-LAURENT, M.-H., 2016. Extensive forest management contributes to maintain suitable habitat characteristics for the endangered Atlantic-Gaspésie caribou. *Canadian Journal of Forest Research* 46(7): 1-10.
- NAGENDRA, H., PAREETH, S. & GHATE, R., 2006. People within parks—forest villages, land-cover change and landscape fragmentation in the Tadoba Andhari Tiger Reserve, India. *Applied Geography* 26(2): 96-112.
- O'BRIEN, D., MANSEAU, M., FALL, A. & FORTIN, M.-J., 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation* 130(1): 70-83.
- OKSANEN, T. & SCHNEIDER, M., 1995. Predator-prey dynamics as influenced by habitat heterogeneity. In Lidicker, W.Z. (ed.), *Landscape approaches in mammalian ecology and conservation*. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN: 122-150.
- OKSANEN, T., OKSANEN, L. & GYLLENBERG, M., 1992. Exploitation ecosystems in heterogeneous habitat complexes II: impact of small-scale heterogeneity on predator-prey dynamics. *Evolutionary Ecology* 6(5): 383-398.
- OUELLET, J.-P., FERRON, J. & SIROIS, L., 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* 74(10): 1922-1933.
- PADIAL, J.M., AVILA, E. & GIL-SANCHEZ, J.M., 2002. Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology* 67(3): 137-146.
- PANTA, M., KIM, K. & JOSHI, C., 2008. Temporal mapping of deforestation and forest degradation in Nepal: applications to forest conservation. *Forest Ecology and Management* 256(9): 1587-1595.
- PARDINI, R., DE SOUZA, S.M., BRAGA-NETO, R. & METZGER, J.P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124(2): 253-266

- PARDINI, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13(13): 2567-2586.
- PAYER, D.C. & HARRISON, D.J., 2003. Influence of forest structure on habitat use by American marten in an industrial forest. *Forest ecology and Management*, 179(1): 145-156.
- PFEIFER, M., BURGESS, N.D., SWETNAM, R.D., PLATTS, P.J., WILLCOCK, S. & MARCHANT, R., 2012. Protected areas: mixed success in conserving East Africa's evergreen forests. *PloS one* 7(6): e39337.
- PINTO, F., ROMANIUK, S. & FERGUSON, M., 2008. Changes to preindustrial forest tree composition in central and northeastern Ontario, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 38(7), 1842-1854.
- POOLE, K.G., PORTER, A.D., VRIES, A.D., MAUNDRELL, C., GRINDAL, S.D. & ST. CLAIR, C.C., 2004. Suitability of a young deciduous-dominated forest for American marten and the effects of forest removal. *Canadian Journal of Zoology* 82(3): 423-435.
- POWELL, R.A., ZIMMERMAN, J.W. & SEAMAN, D.E., 1997. Ecology and behaviour of North American black bears: home ranges, habitat, and social organization 4. Springer Science & Business Media.
- PYARE, S. & LONGLAND, W.S., 2001. Patterns of ectomycorrhizal-fungi consumption by small mammals in remnant old-growth forests of the Sierra Nevada. *Journal of Mammalogy* 82(3): 681-689.
- RAYMOND-BOURRET, E., 2017. Détermination des impacts respectifs de la perte et de la fragmentation de la forêt mature sur l'écologie spatiale des grands mammifères. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski. 106 p.
- REINO, L., PORTO, M., MORGADO, R., CARVALHO, F., MIRA, A. & BEJA, P., 2010. Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland?. *Forest Ecology and Management* 260(8): 1359-1366.
- REMPEL, R.S., KAUKINEN, D. & CARR, A.P., 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.
- RETTIE, W.J. & MESSIER, F., 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography*, 466-478.

- REVILLA, E. & WIEGAND, T., 2008. Individual movement behavior, matrix heterogeneity, and the dynamics of spatially structured populations. *Proceeding of the National Academy of Sciences* 105(49): 19120-19125.
- RICHER, M.-C., CRETE, M. & OUELLET, J.-P., 2002. The low performance of forest versus rural coyote in northeastern North America: Inequality between presence and availability of prey. *Écoscience* 9(1): 44-54.
- RIPPLE, W.J. & BESCHTA, R.L., 2012. Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* 58(4): 733-742.
- ROWSTON, C. & CATTERALL, C., 2004. Habitat segregation, competition and selective deforestation: effects on the conservation status of two similar *Petaurus* gliders. *Royal Zoological Society of New South Wales*.
- RYALL, K.L. & FAHRIG, L., 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology* 87(5): 1086-1093.
- SAMSON, C. & HUOT, J., 1998. Movements of female black bears in relation to landscape vegetation type in southern Quebec. *The Journal of Wildlife Management*, 62: 718-727.
- SAMSON, C. & CRÊTE, M., 1997. Summer food habits and population density of coyotes, *Canis latrans* in boreal forests of southeastern Quebec. *Canadian Field-Naturalist* 111(2): 227-233.
- SCHAEFER, J.A., VEITCH, A.M., HARRINGTON, F.H., BROWN, W.K., THEBERGE, J.B. & LUTTICH, S.N., 1999. Demography of decline of the Red Wine Mountains caribou herd. *The Journal of Wildlife Management*, 580-587.
- SCHLAEPFER, M.A., RUNGE, M.C. & SHERMAN, P.W., 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution* 17(10): 474-480.
- SCHMIEGELOW, F.K. & MÖNKKÖNEN, M., 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* 12(2): 375-389.
- SCHNEIDER, M.F., 2001. Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology* 38(4): 720-735.
- SEAMANS, M.E. & GUTIÉRREZ, R.J., 2007. Habitat selection in a changing environment: the relationship between habitat alteration and spotted owl territory occupancy and breeding dispersal. *The Condor* 109(3): 566-576.

- SEIP, D.R., 1992. Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 70(8): 1494-1503.
- SEMWAL, R., NAUTIYAL, S., SEN, K.K., RANA, U., MAIKHURI, R.K., RAO, K.S. & SAXENA, K.G., 2004. Patterns and ecological implications of agricultural land-use changes: a case study from central Himalaya, India. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 102(1): 81-92.
- SIDOROVICH, V.E., SIDOROVICH, A.A. & KRASKO, D.A., 2010. Effect of felling on red fox (*Vulpes vulpes*) and pine marten (*Martes martes*) diets in transitional mixed forest in Belarus. *Mammalian Biology* 75(5): 399-411.
- ST-LAURENT, M.-H., OUELLET, J.-P., MOSNIER, A., BOISJOLY, D. & COURTOIS R., 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? *Naturaliste Canadien* 133(3): 6-14.
- STONE, I., OUELLET, J.-P., SIROIS, L., ARSENEAU, M.-J. & ST-LAURENT, M.-H., 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2733-2742.
- SULLIVAN, T.P., LAUTENSCHLAGER, R.A. & WAGNER, R.G., 1999. Clearcutting and burning of northern spruce-fir forests: implications for small mammal communities. *Journal of Applied Ecology* 36(3): 327-344.
- SUNDELL, J., ECCARD, J.A., TIILIKAINEN, R. & YLÖNEN, H., 2003. Predation rate, prey preference and predator switching: experiments on voles and weasels. *Oikos* 101(3): 615-623.
- SWIFT T.L. & HANNON, S.J., 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological reviews* 85(1): 35-53.
- TORRES, R.T., CARVALHO, J.C., PANZACCHI, M., LINNELL, J.D.C. & FONSECA, C., 2011. Comparative use of forest habitats by roe deer and moose in a human-modified landscape in southeastern Norway during winter. *Ecological Research* 26(4): 781-789.
- VAILLANCOURT, M.A., DRAPEAU, P., ROBERT, M. & GAUTHIER, S., 2009. Origin and availability of large cavities for Barrow's Goldeneye (*Bucephala islandica*), a species at risk inhabiting the eastern Canadian boreal forest. *Avian Conservation and Ecology* 4(1): 6p.

- VENIER, L.A., THOMPSON, I.D., FLEMING, R., MALCOLM, J., AUBIN, I., TROFYMOW, J.A., LANGOR, D. STURROCK, R., PATRY, C., OUTERBRIDGE, R.O., HOLMES, S.B., HAEUSSIER, S., DE GRANPRÉ, L., CHEN, H.Y.H., BAYNE, E., ARSENEAULT, A. & BRANDT, J.P., 2014. Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests 1. *Environmental Reviews* 22(4): 457-490.
- VORS, L.S. & BOYCE, M.S., 2009. Global declines of caribou and reindeer. *Global Change Biology* 15(11): 2626-2633.
- VULLA, E., HOBSON, K.A., KORSTEN, M., LEHT, M., MARTIN, A.J., LIND, A. & SAARMA, U., 2009. Carnivory is positively correlated with latitude among omnivorous mammals: evidence from brown bears, badgers and pine martens. In *Annales Zoologici Fennici*. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board: 395-415
- WEGGE, P., ODDEN, M., POKHAREL, C.P. & STORAAS, T., 2009. Predator-prey relationships and response of ungulates and their predators to the establishment of protected areas: a case study of tigers, leopard and their prey in Bardia National Park, Nepal. *Biological Conservation* 142(1): 189-202.
- WITTMER, H.U. AHRENS, R.N.M. & MCLELLAN, B.N., 2010. Viability of mountain caribou in British Columbia, Canada: Effects of habitat change and population density. *Biological Conservation* 143(1): 86-93.
- WITTMER, H.U., MCLELLAN, B.N., SERROUYA, R. & APPS, C.D., 2007. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* 76(3): 568-579.
- WITTMER, H.U., SINCLAIR, A.R.E. & MCLELLAN, B.N., 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. *Oecologia* 144(2): 257-267.
- WU, J., 2006. Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. *Landscape Ecology* 21(1): 1-4.
- WU, J. & HOBBS, R., 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17(4): 355-365.
- YARROW, G., 2009. Habitat requirements of wildlife: food, water, cover and space. *Forestry and Natural Resources Fact Sheet* 14(5).
- YOUNG, S.P. & JACKSON, H.H.T., 1978. *The clever coyote*, University of Nebraska Press: 411 p.

